

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

NANCY CHAMPAGNE, B. Sc. (BIOLOGIE)

ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE AU SOL ET EFFET DE LA  
MODIFICATION DE LA GESTION DES VÉGÉTAUX SUR LES INSECTES  
LE LONG D'EMPRISES AUTOROUTIÈRES DE TROIS MILIEUX DIFFÉRENTS  
(AGRICOLE, FORESTIER ET PÉRIURBAIN)  
DANS LE SUD DU QUÉBEC (CANADA)

AOÛT 2003

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## RÉSUMÉ

Le Ministère des transports du Québec et l'Université du Québec à Trois-Rivières ont entrepris, de 1998 à 2001, un projet expérimental visant à modifier la gestion traditionnelle de la végétation des quelque 5 000 km linéaires d'emprises autoroutières de la province et ainsi évaluer les impacts de ce nouveau type de gestion au niveau de l'écologie. La nouvelle gestion consistait en une diminution de la fréquence de tonte de la végétation, comme cela est pratique courante dans plusieurs pays. Le but de la présente étude était de caractériser l'entomofaune des emprises autoroutières du sud du Québec. L'intérêt de cette étude résidait dans le fait que la faune entomologique des emprises autoroutières, qui constituent un milieu particulier (microclimat, perturbations chimiques et mécaniques), n'était pas encore connue au Québec. Nous voulions également confirmer ou réfuter les craintes des agriculteurs riverains qui croyaient que les emprises autoroutières constituaient des réservoirs d'insectes nuisibles. L'étude se référait en particulier à la faune entomologique au sol des emprises autoroutières, puisque les insectes à déplacements au sol sont davantage dépendants des couloirs naturels de déplacements, telles les emprises autoroutières, et donc du degré de perturbations qu'ils subissent. Les principaux objectifs spécifiques de cette étude étaient (1) de caractériser l'entomofaune au sol d'emprises autoroutières de trois paysages différents du sud du Québec, (2) de déterminer quelles étaient les familles dominantes, puis finalement (3), de vérifier l'effet de la diminution de la fréquence de fauche sur la richesse des insectes.

L'échantillonnage s'est déroulé du 18 mai 1999 au 9 août 2001 dans les emprises de trois tronçons d'autoroutes traversant les paysages les plus fréquemment rencontrés dans le sud du Québec, soit un milieu agricole, un milieu forestier et un milieu périurbain. Chacun des trois sites était divisé en quatre sections différenciées selon la fréquence de coupe (fréquence habituelle, annuelle, bisannuelle ou trisannuelle). Les spécimens capturés par pièges-fosses ont été recueillis 48 heures après l'installation, puis dénombrés et identifiés.

Il a été récolté 30 984 insectes au cours des trois années de l'étude. Ces insectes se répartissaient en 13 ordres et 141 familles, soit près du quart des familles nord-américaines. En outre, sur la vingtaine d'ordres d'insectes présents au Québec, 13 ont été retrouvés au sol des emprises autoroutières. Quelques familles rares ont aussi été récoltées. Ce constat ne laisse aucun doute sur le fait que les emprises autoroutières constituent un réel réservoir de biodiversité, ce qui était auparavant insoupçonné au Québec. Le milieu, la fréquence de fauche, l'année d'expérimentation et la zone d'installation des pièges n'avaient pas d'effet significatif au seuil de signification de 0,05 sur l'abondance et la diversité des insectes au sol. Les principales familles recensées étaient les Formicidae (Hymenoptera), les Entomobryidae (Collembola), les Staphylinidae (Coleoptera), les Isotomidae (Collembola), les Sphaeroceridae (Diptera), les Cicadellidae (Homoptera), les Carabidae (Coleoptera), les Gryllidae (Orthoptera), les Sciaridae et les Phoridae (Diptera). Ces familles comptaient pour près de 91,5 % de la totalité des captures des trois années de l'étude. Il s'est avéré que la majorité des familles d'insectes rencontrées dans les emprises autoroutières avaient plutôt des mœurs de détritivores, de prédateurs ou de parasites. Certaines familles pouvaient cependant avoir un potentiel de nuisance pour les cultures ou les plantes sauvages. Ces familles étaient néanmoins représentées par de faibles effectifs. Une analyse multivariée (analyse canonique des correspondances) a révélé que les familles d'insectes dominantes se distribuaient surtout selon le degré d'ouverture du milieu (facteur expliquant 68,2 % de la variance). Il a également été mis en évidence qu'une fréquence de tonte élevée favorise certaines familles, alors qu'un niveau moindre de perturbation en favorise d'autres. Un gradient de distance par rapport à la chaussée a aussi été observé. D'autres résultats complémentaires à cette étude ont été inclus dans ce mémoire.

Cette étude n'a pas permis de déterminer clairement l'effet de la diminution de la fréquence de fauche sur les insectes. Une telle recherche s'étalant sur cinq à dix ans pourrait toutefois permettre de mieux cerner les tendances dans la richesse des insectes. Nous avons néanmoins établi la valeur entomologique des emprises autoroutières du sud du Québec et contribué à la connaissance des taxa dominants des insectes vivant au sol de ces milieux.

## REMERCIEMENTS

Je voudrais exprimer ici ma gratitude envers tous ceux et celles qui ont participé de près ou de loin à la réalisation et l'accomplissement de cette étude.

Je tiens à remercier tout d'abord M. Yves Bédard du Ministère des transports du Québec, qui a initié ce projet et a contribué à l'apport financier principal ayant permis la poursuite de cette recherche. Cette recherche a également pu être réalisée grâce à la participation financière du programme de bourse *Intervention Spéciale 1999-2000* de l'Université du Québec à Trois-Rivières et des programmes de bourses 1999-2000 et 2000-2001 de *La Fondation de l'Université du Québec à Trois-Rivières*.

Je suis particulièrement reconnaissante envers le Dr Jean-Pierre Bourassa de l'Université du Québec à Trois-Rivières, mon directeur, pour avoir développé mon intérêt pour les insectes depuis 1996 et m'avoir initiée à la recherche, pour m'avoir donné la chance de participer au congrès de Calgary en 2000 ainsi qu'à divers autres réunions, conférences et congrès, pour m'avoir permis de rencontrer plusieurs personnalités des mondes écologique et scientifique (ce qui a accentué mon intérêt pour la biologie), pour son soutien constant, sa correction, ses conseils judicieux, ses recommandations, son humour, ses anecdotes (surtout celles des voyages !) et le prêt de documents.

Je désire par ailleurs remercier Dr Esther Lévesque de l'Université du Québec à Trois-Rivières pour ses conseils depuis le tout début de ma maîtrise, sa compréhension, sa disponibilité, ses conseils en statistiques, sa correction et ses critiques pertinentes. Je remercie également le Dr Christian Hébert, du Centre de foresterie des Laurentides du Service canadien des Forêts à Sainte-Foy et le Dr Charles Vincent, du Centre de recherche et de développement en horticulture d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Saint-Jean-sur-Richelieu pour leur correction et leurs critiques pertinentes.

Mes remerciements vont aussi à M. Gilles Sénécal de l'INRS-Urbanisation et à M. Henri Coumoul de la Direction de l'infrastructure, de l'aménagement et de l'environnement des Autoroutes du Sud de la France pour le partage de documents, aux divers responsables des directions territoriales du MTQ pour avoir pris le temps de répondre très précisément à mes questions sur l'entretien des emprises autoroutières, puis à plusieurs personnes de l'Université du Québec à Trois-Rivières : à M. Jean-Louis Benoît pour le prêt d'équipement de laboratoire et de documents, aux Drs Hélène Glémet et Jean-Jacques Frenette pour leurs corrections en anglais et en français et pour leurs critiques pertinentes, au Dr Marco Rodriguez pour ses conseils en statistiques, au Dr Jacques Boisvert pour sa compréhension et son aide, à José Gérin-Lajoie pour le partage d'informations ainsi qu'à toute l'équipe du Service de Prêts entre Bibliothèques pour la recherche (quelquefois ardue... !) de près de 400 documents. Je désire aussi remercier MM. Francis Meunier et Christophe Verheyden, du Centre d'Études Biologiques de Chizé, pour m'avoir transmis, par le biais du Dr Bourassa, les données de leur étude sur l'entomofaune des dépendances vertes autoroutières du sud de la France.

Ma gratitude va aussi à Stéphanie Carpentier, Stéphane Cayouette, Nathalie Godbout, Gaston Lacroix (merci pour la documentation au début de l'étude), Marc Levasseur et Claudia St-Arnaud pour leur aide sur le terrain dans la collecte d'échantillons, puis Sylvain Tremblay (et son humour !) et Jasmin Boudreau pour leur grande aide en laboratoire et sur le terrain. Ces gens ont tous été à la base même de cette recherche.

Je remercie finalement Kim Hoang, Nathalie Sauer et une correctrice anonyme pour la correction en anglais de certaines parties de mon mémoire, Magali Baille, les familles Arcand et Demers (particulièrement Caroline !) pour leur appui, mes autres ami(e)s qui toujours ont cru en moi, tous ceux et celles que je n'ai pas mentionnés ici et qui ont contribué directement ou indirectement à la réalisation de ce travail et enfin, mon mari Serge Demers pour sa compréhension et sa confiance éternelles, ses conseils et commentaires francs, son soutien constant, son intérêt grandissant pour les insectes et la nature en général, puis pour le support informatique.

## TABLE DES MATIÈRES

<i>Section</i>	<i>Page</i>
RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xii
LISTE DES ANNEXES.....	xv
CHAPITRE I - INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1. Revue de la littérature : les emprises autoroutières dans le monde.	
Généralités.....	1
1.1.1. Avantages de la tonte systématique de la végétation des emprises autoroutières.....	3
1.1.2. Inconvénients associés à la tonte systématique de la végétation des emprises autoroutières.....	3
1.1.3. Avantages d'une gestion plus écologique de la végétation des emprises autoroutières.....	4
1.1.4. Importance des emprises autoroutières comme corridors verts....	5
1.1.5. Applications internationales d'une gestion extensive de la végétation des emprises.....	8
1.2. Mise en contexte de l'étude.....	9
1.2.1. Importance de l'étude de l'entomofaune.....	10
1.2.2. Particularités des emprises = faune entomologique particulière?..	10
1.2.3. Intérêt scientifique, économique et social des emprises autoroutières.....	11
1.3. Objectifs .....	11
CHAPITRE II - MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	12
2.1. Sites d'étude.....	12
2.2. Protocole expérimental de terrain.....	13

2.2.1. Division des sites en différentes aires de fauches.....	13
2.2.2. Description d'une emprise autoroutière.....	13
2.2.3. Description du type de pièges utilisé.....	14
2.2.4. Plan d'échantillonnage.....	14
2.2.5. Périodes d'échantillonnage et effort de capture.....	14
2.2.6. Récolte des échantillons.....	15
2.3. Protocole de laboratoire.....	16
2.4. Traitement des données.....	16
2.5. Présentation des sections suivantes.....	17
<b>CHAPITRE III - ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE ET EFFET DE LA MODIFICATION DE LA GESTION DES VÉGÉTAUX SUR LES INSECTES AU SOL LE LONG D'EMPRISES AUTOROUTIÈRES DE TROIS MILIEUX DIFFÉRENTS (AGRICOLE, FORESTIER ET PÉRIURBAIN) DANS LE SUD DU QUÉBEC.....</b>	<b>18</b>
Mots clés.....	19
Résumé .....	19
Titre abrégé.....	20
<i>Abstract</i> .....	20
Introduction.....	21
Matériels et méthodes.....	22
Sites d'étude.....	22
Protocole général.....	23
Traitement des données.....	24
Résultats.....	25
Abondance et diversité.....	25
Familles dominantes.....	25
Analyse statistique multivariée.....	26
Discussion.....	27
Abondance et diversité.....	27
Influence du milieu environnant et de la fréquence de tonte sur les insectes.....	27
Mœurs des familles dominantes.....	28



Conclusion.....	28
Remerciements.....	29
Littérature citée.....	30
Tableaux et figures.....	34
<b>CHAPITRE IV - DONNÉES COMPLÉMENTAIRES À L'ÉTUDE.....</b>	<b>40</b>
4.1. Ordination des familles dominantes.....	40
4.2. Côté central des emprises autoroutières.....	42
4.3. Ordination des familles dominantes dans le côté central .....	47
4.4. Familles rares.....	48
<b>CHAPITRE V - DISCUSSION .....</b>	<b>50</b>
5.1. Constats généraux.....	50
5.1.1. Concordance avec la littérature.....	50
5.1.1.1. Abondance et diversité.....	50
5.1.1.2. Effet du paysage environnant.....	51
5.1.1.3. Effet de la fréquence de fauche.....	52
5.1.1.4. Effet du gradient de distance par rapport à la chaussée.....	53
5.2. Mœurs et importance des familles dominantes.....	54
5.2.1. Les Formicidae (Ordre des Hyménoptères).....	55
5.2.2. Les Entomobryidae (Ordre des Collembolés).....	57
5.2.3. Les Staphylinidae (Ordre des Coléoptères).....	58
5.2.4. Les Isotomidae (Ordre des Collembolés).....	59
5.2.5. Les Sphaeroceridae (Ordre des Diptères).....	59
5.2.6. Les Cicadellidae (Ordre des Homoptères).....	60
5.2.7. Les Carabidae (Ordre des Coléoptères).....	62
5.2.8. Les Gryllidae (Ordre des Orthoptères).....	63
5.2.9. Les Sciaridae (Ordre des Diptères).....	64
5.2.10. Les Phoridae (Ordre des Diptères).....	65
5.2.11. Les Lygaeidae (Ordre des Hétéroptères).....	66
5.2.12. Les Aphididae (Ordre des Homoptères).....	66
5.2.13. Ce que l'on peut retenir de ces familles dominantes.....	70
5.2.14. Concordance avec la littérature.....	71

5.3. Mœurs et importance des familles rares recensées.....	73
5.4. Le projet de gestion extensive de la végétation des emprises autoroutières du sud du Québec versus les insectes potentiellement nuisibles et le contrôle de leurs populations.....	74
5.5. Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?.....	79
5.6. Commentaires, critiques et justifications par rapport à l'étude.....	85
5.6.1. Limites de la méthode de capture par pièges fosses.....	85
5.6.2. Échantillonnage et réplication.....	90
5.6.3. Indices de diversité.....	91
5.6.4. Comparaison avec d'autres études.....	94
5.6.5. Lien entre diversité végétale et diversité entomologique.....	94
<b>CHAPITRE VI- CONCLUSION GÉNÉRALE.....</b>	<b>96</b>
6.1. Synthèse des observations et conclusions selon les objectifs spécifiques..	96
6.2. Projet du MTQ.....	98
6.3. Perspectives.....	100
6.4. Reconnaissance des abords d'autoroutes comme milieu de vie .....	104
<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>105</b>
<b>ANNEXE A- IMAGES CONCERNANT LA MÉTHODOLOGIE.....</b>	<b>126</b>
<b>ANNEXE B- INFORMATIONS SUR LE PAYSAGE ENVIRONNANT, L'ÂGE, L'ALTITUDE, LES SOLS ET LES NORMALES CLIMATIQUES POUR CHAQUE SITE D'ÉTUDE.....</b>	<b>136</b>
<b>ANNEXE C - ANNALES DE LA SOCIÉTÉ ENTOMOLOGIQUE DE FRANCE : DIRECTIVES AUX AUTEURS.....</b>	<b>138</b>
<b>ANNEXE D- GRAPHIQUES D'ORDINATION DU CHAPITRE IV.....</b>	<b>142</b>
<b>ANNEXE E- LISTES DES DIFFÉRENTES FAMILLES D'INSECTES AU SOL RECENSÉES, CLASSÉES PAR ORDRE.....</b>	<b>146</b>
<b>ANNEXE F- SYNTHÈSE DES CONSIDÉRATIONS ÉCOLOGIQUES ET ÉCONOMIQUES DES FAMILLES D'INSECTES AU SOL DOMINANTES DANS LES EMPRISES AUTOROUTIÈRES DU SUD DU QUÉBEC, DE 1999 À 2001.....</b>	<b>154</b>

## LISTE DES TABLEAUX \*

<u>Tableaux</u>	<u>Page</u>
Tableau 2.1. Calendrier des périodes d'échantillonnage et nombre de pièges utilisés pour l'étude des insectes au sol dans les emprises autoroutières du sud du Québec en 1999, 2000 et 2001.....	15
<i>Tableau 1. Familles d'insectes dominantes au sol des emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001, tous milieux et traitements confondus.....</i>	<i>37</i>
<i>Tableau 2. Résultats de l'analyse canonique des correspondances avec 168 échantillons, 56 familles d'insectes et 6 variables environnementales.....</i>	<i>38</i>
Tableau 4.1. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour le côté latéral des emprises autoroutières avec 168 échantillons, 10 familles d'insectes et 6 variables environnementales.....	40
Tableau 4.2. Calendrier des périodes d'échantillonnage et nombre total de pièges utilisés pour l'étude des insectes au sol dans les emprises autoroutières du sud du Québec en 1999, 2000 et 2001.....	43
Tableau 4.3. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour le côté central des emprises autoroutières en milieu forestier avec 28 échantillons, 24 familles d'insectes et 3 variables environnementales.....	44
Tableau 4.4. Familles d'insectes dominantes au sol du côté central des emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001, tous milieux et traitements confondus.....	46

\* La numérotation par chapitre a été utilisée, excepté pour l'article à publier au chapitre III (italique)

Tableau 4.5. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour les familles dominantes du côté central des emprises autoroutières en milieu forestier avec 28 échantillons, 10 familles d'insectes et 3 variables environnementales.....	47
--	----

## LISTE DES FIGURES \*

<i>Figures</i>	<i>Page</i>
Figure 1.1. Affiche annonçant le projet du MTQ le long des tronçons autoroutiers sélectionnés (image : MTQ).....	9
<i>Figure 1. Nombre moyen d'insectes capturés par piège-fosse selon l'année et la zone d'installation des pièges (TE = témoin ; T1 = tonte annuelle ; T2 = tonte bisannuelle ; T3 = tonte trisannuelle).....</i>	<i>35</i>
<i>Figure 2. Nombre moyen de familles par piège selon l'année et la zone d'installation des pièges (TE = témoin ; T1 = tonte annuelle ; T2 = tonte bisannuelle ; T3 = tonte trisannuelle).....</i>	<i>36</i>
<i>Figure 3. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des familles d'insectes. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore, ▲ = omnivore).....</i>	<i>39</i>
Figure 2.1. Localisation des sites d'étude dans le sud du Québec.....	127
Figure 2.2. Schéma du site d'étude de St-Hyacinthe (autoroute 20, milieu agricole)...	128
Figure 2.3. Schéma du site d'étude de Donnacona (autoroute 40, milieu forestier).....	129
Figure 2.4. Schéma du site d'étude de Val-Bélair (autoroute 573, milieu périurbain)...	130
Figure 2.5. Site d'étude de Saint-Hyacinthe (autoroute 20, en milieu agricole).....	131
Figure 2.6. Site d'étude de Donnacona (autoroute 40, en milieu forestier).....	131
Figure 2.7. Site d'étude de Val-Bélair (autoroute 573, en milieu périurbain).....	131

\* La numérotation par chapitre a été utilisée, excepté pour l'article à publier au chapitre III (italique)

Figure 2.8. Schéma de la répartition des sections expérimentales de coupe sur un côté de l'emprise autoroutière d'un site d'étude.....	132
Figure 2.9. Schéma de la division d'une section expérimentale de coupe et disposition des pièges au sol.....	133
Figure 2.10. Schéma du profil en travers d'une demi-emprise autoroutière expliquant la terminologie préconisée par le Ministère des transports du Québec (image : MTQ)....	134
Figure 2.11a. Piège Multipher® utilisé pour les captures d'insectes.....	135
Figure 2.11b. Piège enfoui avec l'entonnoir au niveau du sol et quelques centimètres d'eau savonneuse.....	135
Figure 2.11c. Piège enfoui avec son couvercle sur le talus en milieu forestier.....	135
Figure 2.11d. Piège enfoui avec son couvercle sur la berge en milieu forestier.....	135
Figure 4.1. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des dix familles d'insectes dominantes. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore, ▲ = omnivore) .....	143
Figure 4.2. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des familles d'insectes du côté central des emprises autoroutières. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore) .....	144
Figure 4.3. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des dix familles d'insectes dominantes du côté central des emprises autoroutières. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore) .....	145
Figure 5.1. Hyménoptère Formicidae.....	55

Figure 5.2. Collembole Entomobryidae.....	57
Figure 5.3. Coléoptère Staphylinidae.....	58
Figure 5.4. Collembole Isotomidae.....	59
Figure 5.5. Diptère Sphaeroceridae.....	60
Figure 5.6. Homoptère Cicadellidae.....	61
Figure 5.7. Coléoptère Carabidae.....	62
Figure 5.8. Orthoptère Gryllidae.....	64
Figure 5.9. Diptère Sciaridae.....	65
Figure 5.10. Diptère Phoridae.....	65
Figure 5.11. Hétéroptère Lygaeidae.....	66
Figure 5.12. Homoptère Aphididae.....	67

## LISTE DES ANNEXES

<i>Annexes</i>	<i>Page</i>
Annexe A. Images concernant la méthodologie.....	126
Annexe B. Informations sur le paysage environnant, l'âge, l'altitude, les sols et les normales climatiques pour chaque site d'étude.....	136
Annexe C. Directives aux auteurs de la revue scientifique <i>Annales d'Entomologie de France</i> , à laquelle a été soumis l'article présenté au chapitre III.....	138
Annexe D. Graphiques d'ordination du Chapitre IV.....	142
Annexe E. Listes des différentes familles d'insectes au sol recensées, classées par ordre et selon les années d'expérimentation, les milieux étudiés, la fréquence de fauche et les séquences d'échantillonnage.....	146
Annexe E.1. Familles d'insectes capturées entre 1999 et 2001 dans les emprises autoroutières du sud du Québec (classées par ORDRES), avec leurs préférences alimentaires .....	147
Annexe E.2. Familles d'insectes capturées entre 1999 et 2001 dans le CENTRE des emprises autoroutières du sud du Québec (classées par ORDRES), avec leurs préférences alimentaires.....	152
Annexe F. Synthèse des considérations écologiques et économiques des dix familles d'insectes au sol dominantes dans les emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001.....	154



## CHAPITRE I

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

#### 1.1. Revue de la littérature : les emprises autoroutières dans le monde. Généralités

Les premières autoroutes au monde ont été créées notamment en Allemagne dans les années 1920 à 1930 (Leach, 1984 ; Anonyme, 2001*b*). Grâce à leur design particulier, ces routes à plusieurs voies permettaient le confort, la circulation rapide sur de longues distances et une économie de temps (Bennett, 1936). Cette formule a bien fonctionné et les autoroutes furent graduellement adoptées dans toute l'Europe, puis en Amérique et sur d'autres continents (Leach, 1984). Les corridors routiers et autoroutiers ne cessent encore aujourd'hui de se développer de façon considérable au niveau international à la mesure du contexte économique et de l'évolution sociale et urbaine (Champagne, 1999). Par exemple, au Québec, le réseau routier avait en 1997 une longueur d'environ 164 000 kilomètres dont un peu plus de 2 000 kilomètres d'autoroutes (Gouvernement du Québec, 1997 ; Groupe MADITUC, 1999). C'est pendant les années 1960 que la majeure partie du réseau autoroutier a été construite (Ministère des transports du Québec (MTQ), 1999*b*).

Depuis le tout début, pour des raisons de sécurité liées à la visibilité et à la prévention des incendies, les abords végétalisés des chaussées de voies rapides devaient être maintenus à l'état ouvert et l'on fauchait pour garder la végétation très courte (Way, 1970). À cette époque s'est également développée une mentalité esthétique en ce qui a trait à la pelouse. Des années 1930 à 1960 (et même 1980), des valeurs de propreté, d'uniformité, de rang social, de pouvoir et de prospérité furent associées à la qualité visuelle des gazons (Bennett, 1936 ; Oetting & Cassel, 1971 *in* Leedy, Franklin & Hekimian, 1975 ; Duvigneaud, 1982 ; Jenkins, 1994 ; Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA) et Direction de la Nature et des Paysages (DNP), 1994 ; Harper-Lore, 1997 ; Bédard & Trottier, 1999*a*). Ici au Québec, la tonte pouvait être

effectuée jusqu'à huit fois par saison en milieu agricole et des herbicides étaient utilisés couramment jusqu'aux années 1970 (Mineau, 1999).

Puis, suite à des recherches dans les années 1970 à 1990 (même depuis 1950 en Angleterre (Way, 1977)), une préoccupation environnementale s'est graduellement développée à travers les pays industrialisés. La prise de conscience des problèmes environnementaux, de l'écologie et de la valeur des paysages a permis d'explorer de nouvelles avenues quant à l'exploitation et la gestion de la nature ; les routes et autoroutes ont pu acquérir une dimension patrimoniale (Blair, 1969 *in* Leedy, Franklin & Hekimian, 1975 ; Way, 1976 ; Ledant & Lens, 1981 ; Froment & Joye, 1986 ; SETRA & DNP, 1994 ; Harper-Lore, 1997 ; Bédard & Trottier, 1999a). On a alors commencé à se soucier des perturbations engendrées par une tonte systématique sur les différentes composantes biotiques des corridors autoroutiers.

Avec les années, la mentalité des gens change et le désir d'un milieu esthétiquement uniforme et propre laisse peu à peu la place au désir d'un milieu écologiquement sain (qui n'est pas inesthétique pour autant).

En 1992, le Ministère des transports du Québec (MTQ) a adopté une politique sur l'environnement dans le domaine du transport. Cette politique respecte les principes formulés par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (Commission Brundtland) et vise la protection des ressources, de même que l'amélioration de l'environnement et de la qualité de vie. Cette politique du MTQ annonçait donc un virage environnemental vers le développement durable (Anonyme, 1999b).

Les pesticides sont dorénavant rarement utilisés aux abords des autoroutes du Québec. Cependant, aujourd'hui encore, les préposés du ministère responsable de l'entretien des corridors autoroutiers fauchent systématiquement la végétation sur une grande partie du territoire, mais cette gestion intensive est appelée à changer au cours des prochaines années.

### **1.1.1. Avantages de la tonte systématique de la végétation des emprises autoroutières**

La tonte élimine le développement de plantes ligneuses, ce qui assure la visibilité de la signalisation et une plus grande sécurité des usagers victimes d'une sortie de route. Elle permet aussi de couper des plantes nuisibles comme l'herbe à poux avant la floraison, ce qui réduit grandement la dissémination du pollen et améliore la qualité de vie des usagers et des riverains (il s'agit ici d'une préoccupation importante pour le MTQ, puisque environ 10 % de la population québécoise a des allergies) (Given, 1998 ; Bédard & Trottier, 1999a ; Champagne, 1999 ; MTQ, 1999b).

### **1.1.2. Inconvénients associés à la tonte systématique de la végétation des emprises autoroutières**

Cependant, la tonte systématique a de multiples incidences sur la flore et la faune des emprises autoroutières. Elle cause une perte considérable de biomasse, entraîne une perte importante de biodiversité végétale (ce qui homogénéise les milieux) et donc animale (leur habitat est régulièrement perturbé par les travaux d'entretien et leurs déplacements sont inhibés ; on parle ici de *l'effet barrière*) (Hine & Rusch, 1965 ; Laursen, 1981 ; Ledant & Lens, 1981 ; Mader, 1984 ; Froment & Joye, 1986 ; Andrews, 1990 ; Parish, Turkington & Klein, 1990 ; Warner, 1992 ; SETRA & DNP, 1994 ; Hobbs, 1988 *in* Baschak & Brown, 1995 ; Lecane, 1995 ; SETRA, 1985 *in* Yanes, Velasco & Suárez, 1995 ; Dasnias, 1996 ; Autoroutes du Sud de la France (ASF), 1998 ; Carmona & Landis, 1999). Elle interrompt aussi la reproduction sexuée des plantes en empêchant leur floraison, ce qui ne nuit pas seulement qu'à la perpétuation des espèces végétales, mais aussi à la faune, puisque la floraison est évidemment un facteur limitant pour les insectes et autres animaux (Way, 1970 ; Ledant & Lens, 1981 ; Froment & Joye, 1986 ; Legrand, 1998 *in* Marineau, 1999 ; Lanham, Nichols & Guynn, 2000).

Par ailleurs, la tonte compacte le sol par la machinerie, augmentant ainsi le ruissellement et l'érosion (Hobbs, 1988 *in* Baschak & Brown, 1995), en plus de

nécessiter d'impressionnantes ressources budgétaires et humaines. De plus, la littérature indique que des couches successives d'herbes coupées à décomposition rapide libéreraient une grande quantité d'éléments nutritifs, ce qui stimulerait la croissance des herbes et demanderait des fauchages plus fréquents (Way, 1976 ; Duvigneaud, 1982 ; Froment & Joye, 1986 ; SETRA & DNP, 1994 ; Dasnias, 1996 ; Champagne, 1999 ; Anonyme, 2001a). On entrerait alors dans un cercle vicieux.

### **1.1.3. Avantages d'une gestion plus écologique de la végétation des emprises autoroutières**

Une solution à de tels inconvénients serait de diminuer la fréquence des tontes et de laisser la végétation évoluer pendant une plus longue période (Cassal & Oetting, 1970). Des avantages à ce type de gestion moins intensif ont été relevés un peu partout dans le monde. Une gestion *extensive* (intégrant des objectifs à la fois écologiques et économiques) permet entre autres l'épanouissement des plantes florifères (ce qui embellit le paysage) et une réduction importante des coûts liés aux activités de coupe, aux équipements, aux carburants et à la main-d'œuvre (Way, 1976 ; SETRA & DNP, 1994 ; ASF, 1998). Ces ressources financières peuvent alors être allouées à d'autres aménagements qui étaient auparavant difficiles à financer. D'autre part, la compétition pour la lumière avantage les herbacées de grande taille au détriment de l'herbe à poux ; de cette façon, la plante est éliminée en son entier plutôt que de simplement voir sa floraison empêchée par la coupe (The National Roadside Vegetation Management Association (TNRVMA), 1997).

Par ailleurs, une végétation plus haute intègre les corridors autoroutiers au paysage environnant, sert de brise-vent, retient davantage la neige et diminue ainsi la poudrerie, retient aussi davantage les polluants et les embruns salins, puis atténue le bruit. Elle diminue aussi les risques d'érosion, améliore la visibilité de la route en fournissant un guidage visuel à l'approche des courbes, permet de ralentir ou même d'arrêter un véhicule en perte de contrôle, contribue à diminuer l'éblouissement causé par des véhicules venant en sens inverse la nuit et aide à diminuer les risques de

somnolence au volant en augmentant le degré d'attention des conducteurs (par les variations de couleurs et de tailles des végétaux, ce qui rend le paysage moins monotone) (Disque, 1959 ; Hunter, 1962 *in* Leedy, Franklin & Hekimian, 1975 ; Ledant & Lens, 1981 ; Froment & Joye, 1986 ; Harrington, 1991 ; Noss, 1993 ; SETRA & DNP, 1994 ; TNRVMA, 1997 ; ASF, 1998 ; Bédard & Trottier, 1999*a* et *b* ; Champagne, 1999 ; Goupil, 1995). En outre, en laissant la végétation sous forme de plantes entières, un grand nombre d'espèces animales peuvent être attirées par leurs différentes structures. Laisser les plantes entières dans les emprises favorise ainsi la biodiversité dans son ensemble (SETRA & DNP, 1994 ; ASF, 1998).

#### **1.1.4. Importance des emprises autoroutières comme corridors verts**

Dans les observations et études faites à divers endroits dans le monde, certains indices laissent supposer que les emprises autoroutières (même aménagées) seraient susceptibles d'abriter une biodiversité importante (Leach, 1984 ; Froment & Joye, 1986) due à leur état d'écotone ou de milieu transitoire entre un milieu ouvert (zone herbacée en bordure de la chaussée) et le milieu adjacent (agricole, forestier, aquatique ou autre). Cet état implique des conditions particulières. En effet, Wolff-Straub (1984 *in* Dasnias, 1996) de même que Brisson et ses collaborateurs (1997) voyaient, dans les emprises autoroutières, un biotope de transition caractérisé par une variation rapide de paramètres écologiques comme la lumière, la topographie, la température, le vent et l'humidité. D'autres auteurs ont vu dans les milieux de transition une diminution de perturbations telles la pénurie d'eau, la pollution par les métaux lourds et autres substances, la compaction du sol, la salinité et les perturbations mécaniques (Muskett & Jones, 1980 ; Port & Thompson, 1980 ; Spencer *et al.*, 1988 ; Dasnias, 1996 ; ASF, 1998 ; Bush, 2000). Les variations de ces paramètres se traduisent donc par une richesse spécifique accrue, car se chevauchent à la fois des espèces de communautés différentes, de milieux de transition et des espèces opportunistes, et se traduisent également par un gradient structurel de la végétation (Way, 1977 ; Ledant & Lens, 1981 ; Mader, 1984 ; Smith, 1993 ; Dasnias, 1996 ; Brisson *et al.*, 1997 ; ASF, 1998 ; Bush, 2000).

Cependant, parmi les emprises, celles qui sont gérées de manière non intensive et qui accueillent une succession végétale supérieure (hétérogénéité spatiale, verticale et spécifique) au-delà de la bande de sécurité fauchée permettent alors la connexion spatiale de divers massifs de végétaux isolés, ce qui étend la superficie des habitats fauniques et favorise davantage la biodiversité tant végétale qu'animale par l'immigration, appuyant ainsi la théorie des *îles* de Mac Arthur et Wilson (1967) (Hine & Rusch, 1965 ; Way, 1976 ; Mader, 1984 ; Simberloff & Cox, 1987 ; Burel, 1989 et 1992 ; Andrews, 1990 ; Flink & Searns, 1993 ; Noss, 1993 ; Ramade, 1994 ; SETRA & DNP, 1994 ; Hill, 1995 ; Collinge, 1996 ; ASF, 1998 ; Clergeau, 1998 et 2000 ; Carmona & Landis, 1999 ; Clergeau & Désiré, 1999 ; Marineau, 1999 ; Meunier, Verheyden & Jouventin, 1999 ; Cavareski, 1976, Sasvari, 1984 et Tilghman, 1987*a* et *b* in Savard, Clergeau & Mennechez, 2000 ; Conseil général des Hauts-de-Seine, 2001). Cette mosaïque d'habitats fournit une multitude de niches susceptibles de convenir à une ou plusieurs espèces animales (ASF, 1998). Le nombre d'espèces provenant des milieux adjacents devient alors plus important et un nouvel équilibre écologique s'établit. Par le fait même, les emprises constituent un refuge, un site de reproduction ou d'hibernation et un couloir de dispersion pour plusieurs taxons végétaux et animaux dans des milieux fortement anthropiques (Oxley, Fenton & Carmody, 1974 ; Way, 1976 et 1977 ; Ledant & Lens, 1981 ; Leach, 1984 ; Froment & Joye, 1986 ; Parr & Way, 1988 ; Welling, 1990 ; SETRA & DNP, 1994 ; Farmar-Bowers, 1997 ; Zapparoli, 1997 ; ASF, 1998 ; Burel *et al.*, 1998 ; Clergeau, 1998 ; Maisonneuve & Rioux, 1998 ; Anonyme, 1999*c* ; Bédard & Trottier, 1999*a* ; Champagne, 1999 ; Duchesne *et al.*, 1999 ; Carmona & Landis, 1999 ; Meunier, Verheyden & Jouventin, 1999 ; Lanham, Nichols & Guynn, 2000 ; Savard, Clergeau & Mennechez, 2000).

Pour de nombreuses espèces animales, la capacité de déplacement (mode de locomotion ou vitesse) impose l'obligation d'emprunter des corridors de même nature que leurs habitats (Clergeau, 1998 et 2000). De cette manière, elles bénéficient de la protection du couvert végétal contre les prédateurs, la chaleur du soleil, les vents violents ou autres dangers. De plus, le déplacement entre deux points éloignés pouvant être de longue durée, un corridor de nature semblable à l'habitat recherché permet la

subsistance des individus. La plupart des études au sujet des corridors ont porté sur les mammifères ou d'autres espèces se déplaçant en marchant (ou du moins, très mobiles, comme les serpents utilisés dans l'étude d'ASF (1998)). À titre d'exemples, les recherches faites à Rennes par Burel (1989 et 1992 ; 1991 *in* Clergeau & Désiré, 1999) puis par Petit (1994 *in* Clergeau, 1998) sur certains carabes forestiers ont bien démontré comment ces animaux qui se déplacent surtout en marchant utilisent les haies de bocage pour se disperser et coloniser de nouveaux boisés. Cependant, des espèces animales bénéficiant de bonnes capacités de déplacement, tel le vol, peuvent elles aussi utiliser des corridors de végétation pour s'alimenter ou simplement se déplacer d'un endroit à un autre. En effet, Clergeau et Burel soulignent qu'il y a des évidences montrant que les bandes riveraines et les lisières de végétation servent de corridors pour certaines espèces de papillons ou d'oiseaux (Johnson & Adkisson, 1985, Dmowski & Kozakiewicz, 1990 et Shreeve, 1992 *in* Clergeau & Burel, 1997). Ces milieux présenteraient une protection avantageuse contre le vent, entre autres.

Ainsi, les emprises autoroutières pouvant parfois constituer le seul milieu viable pour plusieurs espèces parmi de vastes étendues urbanisées, asphaltées ou cultivées, celles-ci n'auraient alors d'autre choix que d'utiliser ces milieux linéaires à un moment ou dans la totalité de leur cycle biologique (Way, 1976 ; Leach, 1984 ; Andrews, 1990 ; Baur & Baur, 1990 ; Warner, 1992 ; Camp & Best, 1993 ; SETRA & DNP, 1994 ; Dasnias, 1996 ; ASF, 1998 ; Burel *et al.*, 1998 ; ASF & Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), 1999? ; Duchesne *et al.*, 1999). Ces corridors favorisent par ailleurs le brassage des composantes géniques des individus et des populations, ce qui diminue les risques d'extinction de plusieurs espèces dans des environnements très fragmentés (Hill, 1995 ; Carmona & Landis, 1999).

Plusieurs ouvrages traitent des rôles de corridors de dissémination génétique et d'habitats des emprises routières et autoroutières (Blair, 1969 ; Oetting, 1970 ; Way, 1970; Oetting & Cassel, 1971 ; Leedy, 1975 ; Leedy, Franklin & Hekimian, 1975 ; Way, 1977; Adams & Geis, 1983 ; Froment & Joye, 1986 ; Bennett, 1992 ; SETRA & DNP,

1994 ; Caletrio *et al.*, 1996 ; ASF, 1998 ; Champagne, 1999 ; Getz *et al.*, 1978, Bennett, 1990 et 1991, Mader *et al.*, 1990 et Vermeulen, 1994 *in* Meunier *et al.*, 1999).

#### **1.1.5. Applications internationales d'une gestion extensive de la végétation des emprises**

Les avantages d'une gestion plus écologique des emprises ont été démontrés depuis les années 1970 dans les pays européens (Dasnias, 1996). L'Angleterre, la Belgique, ainsi que la France sont des exemples de gestion extensive développés en Europe (Way, 1976 et 1977 ; Ledant & Lens, 1981 ; Parr & Way, 1988 ; Lecane, 1995 ; Anonyme, 1999a). D'autres pays et régions appliquant ou envisageant appliquer sous peu une gestion intégrée des emprises routières sont cités dans la littérature, notamment les Pays-Bas, le Danemark, la Suisse, l'Allemagne, la Nouvelle-Zélande, l'Australie, et en Amérique du Nord, plusieurs états américains (dont la Virginie, le Colorado, le Wisconsin, le Dakota du Nord, la Floride, l'Iowa, l'Ohio, la Caroline du Sud et l'Illinois, entre autres) et l'Ontario (Canada) (Hine & Rusch, 1965 ; Phillips & Euler, 1975 ; Nilson, 1977 ; Laursen, 1981 ; Duvigneaud, 1982 ; Froment & Joye, 1986 ; Spencer *et al.*, 1988 ; Paruk, 1990 ; Harrington, 1991 ; Bennett, 1992 ; Ehley, 1992 ; Warner, 1992 ; Camp & Best, 1993 ; Dasnias, 1996 ; Bekker, 1997 ; Cain, 1997 ; Farmar-Bowers, 1997 ; Harper-Lore, 1997 ; TNRVMA, 1997 ; ASF, 1998 ; Given, 1998 ; Champagne, 1999 ; Hampshire County Council, 1999 ; Sheridan & Penick, 2000).

Bref, de par le monde, des emprises autoroutières avec une végétation plus développée sont de plus en plus préférées aux pelouses rases. La revue bibliographique n'a toutefois pas permis de trouver des ouvrages indiquant qu'une gestion plus écologique était maintenant appliquée ailleurs au Canada ; il semblerait donc que le Québec, après l'Ontario, soit la deuxième province à envisager la gestion extensive de la végétation des emprises autoroutières.



## 1.2. Mise en contexte de l'étude

La présente étude s'inscrit ainsi dans le projet expérimental de gestion écologique de la végétation du Ministère des transports du Québec (MTQ) (Figure 1.1), qui envisageait de modifier le fauchage traditionnel des 5 000 kilomètres linéaires d'emprises autoroutières du sud de la province au profit d'une nouvelle méthode de gestion qui laisserait la végétation rase des emprises évoluer librement en réduisant la fréquence de fauche. Seule une zone de sécurité d'une largeur de 1 à 2 mètres (parfois plus si nécessaire) serait fréquemment fauchée pour assurer la visibilité des panneaux de signalisation, diminuer les risques de début et de propagation d'incendies, faciliter les arrêts d'urgence ainsi que les opérations de déneigement, et assurer un meilleur contrôle de l'herbe à poux (qui cause des allergies chez 10 % de la population). Les fossés pourraient aussi être fauchés à l'occasion pour éviter l'obstruction des canaux de drainage et les arbustes et arbrisseaux de diamètre important pourraient être abattus périodiquement pour des raisons de sécurité (visibilité, danger lors de sortie de route, etc.) (Champagne, 1999). De nouvelles normes d'entretien pourraient ainsi être établies selon les régions.



Figure 1.1. Affiche annonçant le projet du MTQ le long des tronçons autoroutiers sélectionnés (image : MTQ).

À la lumière de ce qui se pratique à l'étranger, le MTQ, en collaboration avec l'Université du Québec à Trois-Rivières, a entrepris un projet expérimental de gestion écologique sur une période de trois ans (1998-2001), au cours desquels la composition de la flore et de la faune (reptiles et amphibiens, petits mammifères, oiseaux et insectes) allait être étudiée. Les données obtenues allaient ainsi pouvoir guider le MTQ dans l'élaboration d'une approche de gestion tenant compte des intérêts écologiques,

économiques (entretien des emprises, agriculture, foresterie) et sociaux (sécurité des usagers, santé humaine).

### **1.2.1. Importance de l'étude de l'entomofaune**

Le but de la présente recherche consistait en particulier à caractériser la faune entomologique des emprises autoroutières. L'intérêt de cette étude résidait dans le fait que l'entomofaune des emprises autoroutières était encore méconnue au Québec. Cette recherche allait donc constituer une première en province.

La compréhension de l'importance des emprises pour la faune vertébrée s'est accentuée au cours des années, mais la faune invertébrée demeure encore peu documentée. Des ouvrages d'Europe et des États-Unis ont par ailleurs souligné l'importance auparavant insoupçonnée de la diversité et de l'abondance des insectes en bordure des autoroutes, d'où l'intérêt de les étudier au Québec (Port & Thompson, 1980 ; Leach, 1984; Port & Spencer, 1987 *in* Munguira & Thomas, 1992 ; ASF, 1998). Nous avons échantillonné les insectes *à déplacements près du sol*, puisque ceux-ci sont plus dépendants des voies naturelles de dispersion et donc du degré de perturbation qu'elles subissent.

### **1.2.2. Particularités des emprises = faune entomologique particulière ?**

Les emprises autoroutières constituent un milieu particulier dû à leur faible rapport largeur/longueur (la largeur est en moyenne de 90 mètres), au drainage important, à la pauvre qualité de leur sol, à la présence d'un microclimat (température élevée à proximité de la chaussée), de perturbations mécaniques (vent, turbulences, fauchage, compactage) et de perturbations chimiques (notamment la présence de métaux lourds, de particules et gaz divers et une importante salinité due aux sels de déglacage en saison hivernale) (Spencer *et al.*, 1988 ; ASF, 1998). Il allait donc être intéressant de connaître la faune invertébrée et particulièrement entomologique qui vivait au sol dans de tels milieux.

### **1.2.3. Intérêt scientifique, économique et social des emprises autoroutières**

La connaissance des communautés et de l'écologie des insectes des emprises autoroutières allait donc être essentielle à la gestion efficace et optimale de la végétation des corridors autoroutiers, de même qu'à la protection des environnements adjacents. Par ailleurs, le MTQ pourrait ultérieurement s'assurer l'appui et la collaboration des riverains dans le projet de gestion écologique des emprises autoroutières du sud de la province, puisque c'est la méconnaissance de la composition des communautés entomologiques et des rôles ou liens écologiques des différents groupes d'insectes par rapport à leurs environnements physique et biotique qui était à l'origine de craintes de dommages éventuels de la part de riverains, notamment de certains agriculteurs (Zapparoli, 1997 ; Marineau, 1999 et 2000). De ce fait, comme le souligne Way (1976), les abords de routes acquièrent non seulement un intérêt scientifique et biologique, mais également économique et social.

### **1.3. Objectifs**

Les objectifs spécifiques de cette étude étaient (1) de caractériser et de documenter l'abondance et la diversité de l'entomofaune au sol des emprises autoroutières du sud du Québec ; (2) de déterminer quelles étaient les familles d'insectes dominantes ; (3) de déterminer quelles familles d'insectes pouvaient être indicatrices de l'état d'évolution de ces milieux, permettant de faire éventuellement l'objet de suivis ; (4) de vérifier s'il y avait dominance d'insectes nuisibles tant aux cultures qu'à la santé et au bien-être humains et présence d'insectes aux fonctions bénéfiques (prédateurs, parasitoïdes, pollinisateurs) ; (5) de comparer l'abondance et la diversité de l'entomofaune au sol des emprises autoroutières de différents paysages et enfin (6), de vérifier l'effet de la diminution de la fréquence de tonte de la végétation des emprises sur la diversité et l'abondance des insectes au sol de ces milieux.

## CHAPITRE II

### MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 2.1. Sites d'étude

L'échantillonnage s'est déroulé du 18 mai 1999 au 9 août 2001 dans les emprises de trois tronçons d'autoroutes traversant les paysages les plus fréquemment rencontrés dans le sud du Québec (Canada) : un milieu agricole à Saint-Hyacinthe (autoroute 20 ; 45° 48' N, 72° 52' O), un milieu forestier à Donnacona (autoroute 40 ; 46° 40' N, 71° 45' O) et un milieu périurbain à Val-Bélair (autoroute 573 ; 46° 52' N, 71° 26' O) (Annexe A, figures 2.1 à 2.7 ; annexe B). Ces sites ont été sélectionnés par le MTQ.

L'autoroute 20 à la hauteur de Saint-Hyacinthe traversait un milieu très ouvert ; elle était bordée principalement de champs de culture de maïs. La fréquence de tonte habituelle y était de quatre par année en 1999 et de trois par année en 2000 et 2001.

L'autoroute 40 à la hauteur de Donnacona était quant à elle bordée, tant au centre que latéralement, de peuplements arbustifs et arborescents mixtes à dominance feuillue, principalement des érablières (Gérin-Lajoie, 2001). À quelques endroits, le milieu adjacent était constitué d'ouvertures (routes secondaires, propriétés fermières, coupes forestières, emprise d'électricité, etc.), mais était toujours majoritairement sous influence forestière. La fréquence de tonte habituelle appliquée dans ce secteur était d'une seule coupe par année.

Pour sa part, l'autoroute 573 à Val-Bélair était bordée latéralement par des friches ainsi que des développements industriels, commerciaux, résidentiels, récréatifs (terrain de golf) et forestiers ; la végétation des milieux adjacents se composait de peuplements arbustifs et arborescents mixtes à dominance feuillue. Le centre était cependant maintenu ouvert. La fréquence habituelle de tonte y était de trois par année.

## 2.2. Protocole expérimental de terrain

### 2.2.1. Division des sites en différentes aires de fauches

Chacun des trois sites était divisé en quatre sections de près d'un kilomètre de long. Le critère de différenciation des quatre sections était la fréquence de coupe. Une de ces sections était fauchée selon le protocole traditionnel de maintenance de la végétation des emprises autoroutières du MTQ qui variait d'une seule fauche annuelle à l'automne en milieu forestier à trois ou quatre fauches par année dans les milieux périurbain ou agricole ; les autres sections subissaient une tonte annuelle, une tonte bisannuelle (aux deux ans) ou une tonte trisannuelle (aux trois ans) automnale (Annexe A, figure 2.8). Aussi, chacune des quatre sections était séparée en quatre sous-sections (d'environ 250 mètres) et l'échantillonnage s'est effectué dans les deux sous-sections centrales afin d'éviter l'effet de bordure avec les zones adjacentes à la section (Annexe A, figure 2.9).

### 2.2.2. Description d'une emprise autoroutière

Pour la compréhension du patron d'installation des pièges utilisés dans l'étude, il est essentiel de décrire d'abord les composantes d'une emprise. Si on considère le profil en travers d'une demi-emprise autoroutière typique de celles qu'on rencontre généralement au Québec (Annexe A, figure 2.10), on retrouve, à partir *du fossé central* (1) : le *talus central* (2), l'*accotement vert central* (3), la plate-forme autoroutière (voies de circulation et accotements), l'*accotement vert latéral* (4), le *talus latéral* (5), le *fossé latéral* (6) et la *berge* (7). Cette dernière est généralement séparée de la *rive* par une clôture.

Le profil du haut sur la figure 2.10 représente une demi-emprise maintenue selon la méthode traditionnelle de fauchage et le profil du bas, une demi-emprise où l'on aurait appliqué une gestion extensive (pour alléger le texte, on utilisera le terme *emprise* dans les sections subséquentes pour désigner une emprise entière ou une demi-emprise).

### 2.2.3. Description du type de pièges utilisé

Pour la capture des insectes au sol, des pièges-fosses ont été utilisés. Ces pièges, de type Multipher®, se composaient d'un contenant externe blanc troué à la base (diamètre, 12 cm ; hauteur à l'ouverture, 16,5 cm ; hauteur totale, 20 cm), surmonté d'un couvercle de protection vert (diamètre, 26 cm). À l'intérieur étaient insérés un contenant interne non troué puis un entonnoir (Annexe A, figures 2.11a à 2.11d). Les organismes circulant en direction du piège glissaient ainsi sur l'entonnoir et étaient recueillis dans le bocal. De l'eau (environ deux centimètres) additionnée d'une petite quantité de détergent à vaisselle empêchait les organismes de sortir du contenant et les tuait.

### 2.2.4. Plan d'échantillonnage

Six pièges-fosses furent assemblés et enfouis au niveau du sol sur le talus latéral, et six autres le furent sur la berge (figures 2.9 et 2.10). Ces pièges étaient disposés de façon systématique en ligne droite à intervalles d'environ 10 mètres. À moins de circonstances exceptionnelles (piétinement par VTT, soulèvement par accumulation d'eau de ruissellement, etc.), les emplacements des pièges étaient les mêmes d'une séquence à l'autre et d'une année à l'autre.

### 2.2.5. Périodes d'échantillonnage et effort de capture

Durant la première année d'expérimentation, le piégeage a été effectué à trois reprises par site d'étude au cours de la saison d'activité des insectes, à raison d'un site par semaine par séquence. Cependant, pour plusieurs raisons, notamment des raisons budgétaires, le nombre de séquences d'échantillonnage a été réduit à deux durant la deuxième et la troisième années. L'effort de capture fut donc de 6 912 heures par milieu la première année (à raison de 48 heures par piège, cf. 2.2.6 *Récolte des échantillons*), pour un total de 20 736 heures durant la saison 1999. En 2000 et en 2001, l'effort de capture fut de 4 608 heures par site, pour un total de 13 824 heures, avec un grand total

de 48 384 heures de capture et 1 008 pièges durant les trois années d'expérimentation (Tableau 2.1).

Tableau 2.1. Calendrier des périodes d'échantillonnage et nombre de pièges utilisés pour l'étude des insectes au sol dans les emprises autoroutières du sud du Québec en 1999, 2000 et 2001.

<i>Année</i>	<i>Séquences de capture</i>	<i>Sites d'étude</i>	<i>Milieu adjacent</i>	<i>Nombre de pièges</i>	<i>Dates d'échantillonnage</i>
1999	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	18 au 20 mai
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	"	26 au 28 mai
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	2 au 4 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	"	21 au 23 juin
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	"	28 au 30 juin
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	6 au 8 juillet
	3 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	"	3 au 5 août
	3 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	"	10 au 12 août
	3 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	16 au 18 août
<b>Total 1999</b>				<b>432</b>	
2000	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	30 mai au 1 <sup>er</sup> juin
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	"	6 au 8 juin
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	13 au 15 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	"	25 au 27 juillet
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	"	1 <sup>er</sup> au 3 août
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	8 au 10 août
<b>Total 2000</b>				<b>288</b>	
2001	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	29 au 31 mai
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	"	5 au 7 juin
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	12 au 14 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	"	24 au 26 juillet
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	"	31 juillet au 2 août
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	"	7 au 9 août
<b>Total 2001</b>				<b>288</b>	
<b>Total 3 ans</b>				<b>1 008</b>	

## 2.2.6. Récolte des échantillons

Le contenu des pièges fut récolté après 48 heures. Une fois au laboratoire, de l'alcool éthylique 70 % fut ajouté pour la préservation des organismes jusqu'à leur dénombrement et leur identification. Adis (1979) ainsi que Spencer et ses collaborateurs (1988) recommandaient de ne pas utiliser d'agents de préservation directement dans les pièges à cause de leur pouvoir à la fois attractif et répulsif (selon la nature du produit et

des espèces). C'est pourquoi nous avons préféré ajouter le préservatif seulement après la récolte des organismes capturés. Par ailleurs, 48 heures semblaient pour nous un temps raisonnable permettant une capture efficace et évitant la décomposition trop avancée des organismes capturés, malgré l'absence de préservatif.

### **2.3. Protocole d'identification en laboratoire**

En laboratoire, l'identification des insectes a été faite sous loupe binoculaire (40X dotée d'un doubleur de focale si nécessaire) d'après les clés de Chu (1949), Borror, DeLong & Tripplehorn (1981), Larochelle (1984), Perron (1985) et Harper (1997), ainsi qu'avec l'aide des manuels illustrés de Pihan (1986) et Borror & White (1991).

Le niveau taxonomique retenu fut le niveau supraspécifique de la famille, en conformité avec les recommandations entre autres de Choinière (1997), Andreï-Ruiz (1998) et de l'équipe de ASF (1998) pour l'étude d'invertébrés du sol. Parce que peu d'organismes furent capturés dans chaque piège individuel, les captures des pièges ont été regroupées selon la zone d'installation de ces derniers, soit le talus ou la berge de l'emprise pour chaque période de récolte. Burel (1989) avait aussi regroupé ses pièges selon leur zone d'installation.

### **2.4. Traitement des données**

La procédure statistique a consisté principalement en une analyse descriptive, réalisée à l'aide d'histogrammes de fréquences groupés construits sur la base des nombres moyens d'individus et de familles pour chaque milieu, traitement et année d'échantillonnage (Laursen, 1981 ; Luff & Eyre, 1988 ; Afifi & Clark, 1996 ; Andreï-Ruiz, 1998 ; Peña, 2001). Des analyses de variances (ANOVA) ont été faites dans le logiciel SYSTAT version 9.0 pour Windows (Wilkinson, 1998) afin de comparer les moyennes. Ensuite, une analyse multivariée a été appliquée, l'ACC (analyse canonique des correspondances) à l'aide du logiciel CANOCO<sup>TM</sup> version 4.0 pour Windows (ter Braak & Smilauer, 1998).



CANOCO est particulièrement efficace pour l'ordination d'ensembles de données dispersées (*sparse data sets*), c'est-à-dire des données contenant un nombre important de zéros (ter Braak & Smilauer, 1998). Pour sa part, l'ACC est l'analyse recommandée lorsque les techniques de régression sont appropriées et lorsqu'on se retrouve avec de nombreux zéros, plusieurs variables dépendantes et plusieurs variables indépendantes (Afifi & Clark, 1996 ; Tabachnick & Fidell, 1996 ; Hair *et al.*, 1998 ; Jackson & Harvey, 1989 et Saint-Jacques, 1994 *in* Saint-Jacques & Richard, 1998 ; ter Braak & Smilauer, 1998). Par ailleurs, l'ACC peut être appliquée à des variables nominales afin d'examiner leurs interrelations (ter Braak & Smilauer, 1998).

Quant au graphique d'ordination obtenu, il représente la réponse des communautés aux différentes variables de type environnemental (ter Braak & Smilauer, 1998). Nous avons donc pu classifier des familles d'insectes regroupées selon les facteurs environnementaux qui influençaient le plus leur importance et leur distribution.

## **2.5. Présentation des sections suivantes**

Ce mémoire de maîtrise comporte, outre les chapitres d'introduction (Chapitre I) et de méthodologie (Chapitre II), une section rapportant les principaux résultats de l'étude et présentée sous la forme d'un article qui sera soumis à la revue scientifique *Annales de la Société Entomologique de France* (Chapitre III), selon les directives de cette dernière (Annexe C). La section suivante (Chapitre IV) présente d'autres résultats exclus de l'article scientifique, tandis que la discussion générale sera présentée au chapitre V. La conclusion générale (Chapitre VI) donnera une vue d'ensemble des résultats obtenus dans les chapitres III et IV et présentera des applications ultérieures liées à l'étude de l'entomofaune des emprises autoroutières. Les figures et autres annexes suivent les références.

### CHAPITRE III

# **ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE AU SOL ET EFFET DE LA MODIFICATION DE LA GESTION DES VÉGÉTAUX SUR LES INSECTES AU SOL LE LONG D'EMPRISES AUTOROUTIÈRES DE TROIS MILIEUX DIFFÉRENTS (AGRICOLE, FORESTIER ET PÉRIURBAIN) DANS LE SUD DU QUÉBEC (CANADA)**

Ground Insect Composition and Effect of Reduced Mowing  
Frequency on Ground Insects Along Highway Rights-of-Way of  
Three Different Landscapes (Agricultural, Forestial and  
Suburban) in Southern Québec (Canada)

Nancy CHAMPAGNE et  
Jean-Pierre BOURASSA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Université du Québec à Trois-Rivières, Département de Chimie-Biologie,  
C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7  
[E-mail : champagne.nancy@caramail.com, jean-pierre\_bourassa@uqtr.ca]

Article scientifique soumis à la revue internationale  
*Annales de la Société Entomologique de France*

**Mots-clés.** - Entomofaune, pièges-fosses, familles, richesse, paysages, gestion extensive, fauchage, autoroutes, corridors.

**Résumé.** - Les objectifs spécifiques de cette étude étaient (1) de caractériser l'entomofaune au sol d'emprises autoroutières de trois paysages différents (agricole, forestier et périurbain) du sud du Québec (Canada) et (2), de vérifier en trois ans l'effet de la diminution de la fréquence de fauche sur l'abondance et la diversité des insectes. Les spécimens capturés par pièges-fosses dans les abords de ces trois sections d'autoroutes ont été dénombrés et identifiés afin de déterminer quelles étaient les dix familles d'insectes au sol dominantes. Le milieu, la fréquence de fauche, l'année d'expérimentation et la zone d'installation des pièges n'avaient pas d'effet significatif au seuil de signification de 0,05 sur l'abondance et la diversité des insectes au sol. L'analyse multivariée a cependant montré une séparation des milieux ouverts et des milieux fermés. Les principales familles recensées étaient les Formicidae (Hymenoptera), les Entomobryidae (Collembola), les Staphylinidae (Coleoptera), les Isotomidae (Collembola), les Sphaeroceridae (Diptera), les Cicadellidae (Homoptera), les Carabidae (Coleoptera), les Gryllidae (Orthoptera), les Sciaridae et les Phoridae (Diptera). Cette étude n'a pas permis de déterminer clairement l'effet des milieux ou de la diminution de la fréquence de fauche sur les insectes. Une telle recherche s'étalant sur cinq à dix ans, au lieu de seulement trois ans, pourrait toutefois permettre de mieux cerner les tendances dans l'abondance et la diversité des insectes au sol des emprises autoroutières. Cette étude a néanmoins permis de connaître quels sont les insectes que l'on peut rencontrer le plus fréquemment sur le sol des emprises autoroutières du sud du Québec.

**Titre abrégé.** - Entomofaune au sol des emprises autoroutières du sud du Québec (Canada).

**Abstract. - Ground Insect Composition and Effect of Reduced Mowing Frequency on Ground Insects Along Highway Rights-of-Way of Three Different Landscapes**

**(Agricultural, Forestial and Suburban) in Southern Québec (Canada).** - The

specific objectives of this study were (1) to characterize the entomological composition of the grounds of highway rights-of-way crossing three different landscapes (agricultural, forestial and suburban) in southern Québec (Canada) and (2) to determine, over a three year period, the effects of a reduced mowing frequency on insect abundance and diversity. Ground specimens were captured using pitfall traps and were counted and identified to determine the ten dominant insect families. Landscape, mowing frequency, year and pitfall traps location had no significant effect at 0,05 signification level on ground insect abundance or diversity. However, multivariate analysis showed segregate influences of open or closed landscapes. Dominant families were : Formicidae (Hymenoptera), Entomobryidae (Collembola), Staphylinidae (Coleoptera), Isotomidae (Collembola), Sphaeroceridae (Diptera), Cicadellidae (Homoptera), Carabidae (Coleoptera), Gryllidae (Orthoptera), Sciaridae and Phoridae (Diptera). Effects of landscape or reduced mowing frequency on ground insects could not be clearly defined. A five to ten year study should better allow one to extract tendencies for highway rights-of-way ground insect richness. Nevertheless, this study identified insect families that can commonly be found on the ground of highway rights-of-way in southern Québec.

# ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE AU SOL ET EFFET DE LA MODIFICATION DE LA GESTION DES VÉGÉTAUX SUR LES INSECTES AU SOL LE LONG D'EMPRISES AUTOROUTIÈRES DE TROIS MILIEUX DIFFÉRENTS (AGRICOLE, FORESTIER ET PÉRIURBAIN) DANS LE SUD DU QUÉBEC (CANADA)

Nancy CHAMPAGNE et  
Jean-Pierre BOURASSA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec à Trois-Rivières, Département de Chimie-Biologie,  
C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7  
[E-mail : champagne.nancy@caramail.com ; jean-pierre\_bourassa@uqtr.ca]

## Introduction

La présente étude s'inscrit dans un projet expérimental de gestion écologique de la végétation du Ministère des Transports du Québec (MTQ), qui envisage de modifier le programme de fauchage traditionnel des 5 000 kilomètres linéaires d'emprises autoroutières du sud de la province au profit d'une nouvelle méthode de gestion avantageuse à plusieurs niveaux (FROMENT & JOYE, 1986 ; SETRA & DNP, 1994 ; DASNIAS, 1996 ; ASF, 1998 ; BÉDARD & TROTTIER, 1999*a* et *b* ; CHAMPAGNE, 1999 et 2002). Ce nouveau type de gestion laissera la végétation évoluer librement sur plusieurs années, comme cela est pratique courante dans plusieurs pays (WAY, 1976 et 1977 ; LAURSEN, 1981 ; DUVIGNEAUD, 1982 ; PARR & WAY, 1988 ; SPENCER *et al.*, 1988 ; BENNETT, 1992 ; EHLEY, 1992 ; CAMP & BEST, 1993 ; BEKKER, 1997 ; CAIN, 1997 ; HARPER-LORE, 1997 ; TNRVMA, 1997 ; ASF, 1998 ; GIVEN, 1998 ; ANONYME, 1999*a* ; CHAMPAGNE, 1999 et 2002 ; HCC, 1999 ; SHERIDAN & PENICK, 2000). À la lumière de ce qui se pratique à l'étranger, le MTQ, avec la collaboration de l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR), a entrepris un projet expérimental de gestion extensive de la végétation des emprises d'une durée de trois ans

(1998-2001), au cours desquels la composition de la flore et de la faune a été étudiée. Les données obtenues pourront ainsi guider le MTQ dans la formulation d'une approche de gestion tenant compte à la fois des intérêts écologiques, économiques et sociaux.

Le but de la présente étude était de caractériser l'entomofaune des emprises autoroutières du sud du Québec. L'intérêt de cette étude réside dans le fait que la faune entomologique des emprises routières était jusqu'alors inconnue au Québec. Plusieurs ouvrages d'Europe et des États-Unis ont déjà souligné l'importance auparavant insoupçonnée de la diversité et de l'abondance des insectes en bordure des autoroutes, d'où l'intérêt de les étudier aussi au Québec (PORT & THOMPSON, 1980 ; LEACH, 1984 ; FREE *et al.*, 1985 et PORT & SPENCER, 1987 *in* MUNGUIRA & THOMAS, 1992 ; ASF, 1998). Les objectifs spécifiques de la présente étude étaient (1) de caractériser l'entomofaune d'emprises de trois types de paysages. La connaissance des taxons dominants de ces emprises allait entre autres permettre de confirmer ou de réfuter les craintes des agriculteurs riverains concernant le rôle potentiel des emprises en tant que réservoirs de ravageurs de cultures. D'autre part, nous voulions (2) vérifier si la diminution de la fréquence de coupe avait une influence sur la diversité et l'abondance des insectes. Le présent article réfère en particulier à la faune entomologique au sol, puisque les insectes à déplacements près du sol sont dépendants des couloirs naturels de dispersion et donc du degré de perturbations qu'ils subissent (CLERGEAU, 1998 et 2000 ; CHAMPAGNE, 2002).

## **Matériels et méthodes**

### **Sites d'étude**

L'étude s'est déroulée du 18 mai 1999 au 9 août 2001 dans les emprises de trois tronçons d'autoroutes traversant les paysages les plus fréquemment rencontrés dans le sud du

Québec (Canada) : un milieu agricole à Saint-Hyacinthe (autoroute 20 ; 45° 48' N, 72° 52' O), un milieu forestier à Donnacona (autoroute 40 ; 46° 40' N, 71° 45' O) et un milieu périurbain à Val-Bélair (autoroute 573 ; 46° 52' N, 71° 26' O). L'autoroute 20 à la hauteur de Saint-Hyacinthe était bordée principalement par des champs de culture de maïs. La fréquence de tonte habituelle y était de quatre par année en 1999 et de trois par année en 2000 et 2001. L'autoroute 40 à la hauteur de Donnacona était bordée au centre et latéralement par des peuplements arbustifs et arborescents mixtes à dominance feuillue. La fréquence de tonte habituelle appliquée dans ce secteur était d'une seule coupe par année. Pour sa part, l'autoroute 573 à la hauteur de Val-Bélair était bordée latéralement par des friches ainsi que par des développements industriels, commerciaux, résidentiels, récréatifs (terrain de golf) et forestiers ; la végétation des milieux adjacents se composait de peuplements arbustifs et arborescents mixtes à dominance feuillue. Le centre de l'emprise était plutôt herbacé. La fréquence habituelle de tonte y était de trois par année.

### **Protocole général**

Chacun des trois sites choisis était divisé en quatre sections de près d'un kilomètre de long. Le critère de différenciation des sections était la fréquence de coupe. Une de ces sections était fauchée selon le protocole traditionnel de maintenance de la végétation des emprises autoroutières du MTQ (une coupe automnale en milieu forestier et jusqu'à quatre coupes par an dans les autres milieux) ; les autres sections subissaient une tonte annuelle, bisannuelle (aux deux ans) ou trisannuelle (aux trois ans) automnale. Chaque section était également séparée en quatre sous-sections, et l'échantillonnage a été effectué dans les deux sous-sections centrales afin d'éviter l'effet de bordure.

Pour la capture des insectes au sol, des pièges-fosses de type Multipher® ont été utilisés. Ces pièges se composaient d'un contenant externe troué à la base (diamètre, 12 cm ; hauteur à l'ouverture, 16,5 cm ; hauteur totale, 20 cm), surmonté d'un couvercle de protection (diamètre, 26 cm), et dans lequel étaient insérés un contenant interne non troué puis un entonnoir. De l'eau (environ deux centimètres) additionnée d'une petite quantité de détergent à vaisselle fut ajoutée pour empêcher les organismes de sortir du contenant. Six pièges-fosses furent enfouis au niveau du sol sur le talus latéral, à quelques mètres de l'accotement, et six autres le furent sur la berge, de l'autre côté du fossé, à intervalles d'environ 10 m. Le contenu des pièges fut récolté après 48 heures, puis préservé dans l'alcool éthylique 70 % jusqu'à leur dénombrement et leur identification. L'identification des insectes a été faite sous loupe binoculaire (40X). Le niveau taxonomique retenu fut le niveau de la famille, en conformité avec les recommandations entre autres de CHOINIÈRE (1997), ANDREÏ-RUIZ (1998) et de l'équipe de ASF (1998). Durant la première année d'expérimentation, le piégeage a été effectué à trois reprises par site d'étude au cours de la saison d'activité des insectes, à raison d'un site par semaine par séquence. Cependant, pour des raisons notamment budgétaires, le nombre de séquences d'échantillonnage a été réduit à deux durant les deux dernières années d'échantillonnage. Ces séquences ont tout de même été réparties de façon à couvrir la majeure partie de la saison d'activité des insectes.

### **Traitement des données**

Une analyse descriptive a été réalisée à l'aide d'histogrammes de fréquences groupés construits sur la base des nombres moyens d'individus et de familles. Des analyses de variances (ANOVA) ont été faites dans le logiciel SYSTAT 9 pour Windows



(WILKINSON, 1998) afin de comparer les moyennes. Ensuite, une analyse multivariée, l'analyse canonique des correspondances (ACC), a été appliquée à l'aide du logiciel CANOCO™ version 4.0 pour Windows (TER BRAAK & SMILAUER, 1998).

## **RÉSULTATS**

### **Abondance et diversité**

Nous avons récolté un total de 30 984 insectes au cours des trois années de l'étude. Ces insectes se répartissaient en un total de 13 ordres et 141 familles. Les figures 1 et 2 illustrent le nombre moyen d'insectes capturés au sol ainsi que le nombre moyen de familles relevées selon les années, les milieux d'étude, la zone d'installation des pièges et la fréquence de fauche. Après avoir exclu les valeurs extrêmes de l'analyse, il s'est avéré que le nombre moyen d'insectes par piège ne variait pas de façon significative entre les traitements ( $dl = 3$ ,  $F = 0,017$ ,  $P > 0,05$ ), entre les milieux ( $dl = 1$ ,  $F = 3,052$ ,  $P > 0,05$ ), entre le talus et la berge ( $dl = 1$ ,  $F = 0,155$ ,  $P > 0,05$ ), ni entre les années ( $dl = 1$ ,  $F = 3,373$ ,  $P > 0,05$ ). Quant au nombre moyen de familles d'insectes par piège, il ne variait pas de façon significative entre les traitements ( $dl = 3$ ,  $F = 0,919$ ,  $P > 0,05$ ), entre les milieux ( $dl = 1$ ,  $F = 0,202$ ,  $P > 0,05$ ), entre le talus et la berge ( $dl = 1$ ,  $F = 0,103$ ,  $P > 0,05$ ), ni entre les années ( $dl = 1$ ,  $F = 1,075$ ,  $P > 0,05$ ).

### **Familles dominantes**

Parmi les 141 familles d'insectes récoltées au cours des trois années de l'étude, certaines se sont fortement démarquées. Le tableau 1 montre l'abondance relative des dix principales familles recueillies au cours de l'étude. Ensemble, elles constituent 91,5 % des captures réalisées. L'entomofaune au sol représentative des emprises autoroutières était donc constituée d'un nombre limité de familles d'insectes, soit proportionnellement de

Formicidae (Hymenoptera), d'Entomobryidae (Collembola), de Staphylinidae (Coleoptera), d'Isotomidae (Collembola), de Sphaeroceridae (Diptera), de Cicadellidae (Homoptera), de Carabidae (Coleoptera), de Gryllidae (Orthoptera), de Sciaridae et de Phoridae (Diptera). À elle seule, la famille des Formicidae constituait plus de la moitié des captures.

### **Analyse statistique multivariée**

Les familles rares recensées au cours des trois années ont été retirées pour appliquer l'ACC et favoriser sa compréhension. Le tableau 2 présente les résultats de l'ACC, tandis que la figure 3 montre le graphe d'ordination obtenu. Le test de permutations de Monte Carlo du premier axe canonique était significatif ( $F = 14,918$ ,  $P \leq 0,05$ ), tout comme celui de l'ensemble des axes canoniques ( $F = 5,717$ ,  $P \leq 0,05$ ). Sur la figure 3, les axes 1 et 2 de l'analyse canonique représentent 86,3 % de la variance totale, le premier axe expliquant 68,2 % de la variance. L'axe 1 montre une nette séparation entre les milieux plus fermés (forestier et périurbain) et le milieu ouvert (agricole). Cet axe est ainsi caractérisé par un gradient d'ouverture du milieu, ou comme le décrivait Andreï-Ruiz (1998), par un gradient inverse de complexification du milieu. Le premier axe est déterminé principalement par le milieu agricole. Sur l'axe 2, on remarque la forte influence du facteur *Fréquence de fauche*. Par ailleurs, un gradient de distance par rapport à la chaussée est évident. En effet, les vecteurs *Talus* et *Berge* sont diamétralement opposés. La diversité des insectes capturés était plus importante loin de la chaussée. Le graphique d'ordination obtenu représentait les familles d'insectes regroupées selon les facteurs environnementaux qui influençaient le plus leur abondance et leur distribution (TER BRAAK & SMILAUER, 1998).

## **DISCUSSION**

Cette étude constitue une première au Québec puisqu'elle apporte des informations inédites qui permettent de caractériser en partie la faune entomologique de ces milieux linéaires aux conditions particulières que sont les emprises autoroutières.

### **Abondance et diversité**

Les spécimens récoltés appartenaient à près du quart des familles retrouvées en Amérique du Nord (BORROR & WHITE, 1991). En outre, sur la vingtaine d'ordres d'insectes présents au Québec, 13 peuvent être retrouvées au sol des emprises autoroutières. Ces dernières semblent donc constituer un milieu attractif pour un grand nombre de familles, ce qui peut s'expliquer par la présence en ces milieux de différentes structures végétales. Les diverses strates de végétation et de conditions de sol retrouvées dans les emprises peuvent ainsi répondre aux besoins d'un milieu spécifique dans l'une ou l'autre des parties du cycle vital de nombreux insectes (ASF, 1998 ; CHAMPAGNE, 2002). Il s'agit ainsi de milieux à fort potentiel favorisant la biodiversité.

### **Influence du milieu environnant et de la fréquence de tonte sur les insectes**

Bien que montrée dans l'analyse canonique (la diversité des insectes était plus grande là où la fréquence de tonte était élevée, possiblement à cause de la compétition accrue pour les ressources dans ces milieux perturbés ; fig. 3), l'influence du milieu ou de la fréquence de tonte ne s'est pas révélée significative sur les insectes. Il est donc très difficile d'attribuer les changements (fig. 1 et 2) dans la communauté d'insectes à la modification de la fréquence de coupe ou au vieillissement du milieu, étant donné la durée de trois ans seulement accordée pour cette étude. Une étude voulant suivre l'évolution de la structure d'une communauté et cerner des tendances devrait se faire sur une échelle de temps

beaucoup plus longue, par exemple entre cinq à dix ans, car l'on doit prendre en compte de multiples changements naturels (ex.: relations prédateurs-proies) intervenant dans la composition des populations au cours des années.

### **Moeurs des familles dominantes**

Parmi les familles dominantes recensées figuraient les Formicidae (Hymenoptera), Carabidae et Staphylinidae (Coleoptera). Ces insectes sont d'utiles prédateurs (tab. 1). Les Entomobryidae et Isotomidae (Collembola) sont quant à eux détritivores (tab. 1). Pour leur part, les Phoridae, Sciaridae et Sphaeroceridae (Diptera) se nourrissent également de matières en décomposition et participent à la formation de l'humus (tab. 1) ; quelques espèces peuvent toutefois être prédatrices ou floricoles. Les Gryllidae (Orthoptera), quant à eux, se nourrissent de végétaux ou d'autres insectes (tab. 1). Il est reconnu que les Gryllidae se retrouvent souvent dans les champs et le long des routes (BORROR & WHITE, 1991). Enfin, les Cicadellidae (Homoptera) tirent leur alimentation de plantes sauvages ou cultivées et peuvent aussi transmettre des maladies aux végétaux (tab. 1). Il est intéressant de constater que de tels insectes potentiellement nuisibles, bien que parmi les principales familles, se retrouvent en relativement faibles pourcentages dans les emprises autoroutières. Ces dernières ne constitueraient donc pas un réservoir d'insectes ravageurs de cultures.

### **CONCLUSION**

Cette étude ne laisse aucun doute sur le fait que les emprises autoroutières constituent un réel réservoir de biodiversité, ce qui était auparavant insoupçonné au Québec. La connaissance de la biodiversité entomologique des emprises autoroutières permettra la comparaison avec l'entomofaune d'autres types de corridors semi-naturels, telles les

bandes riveraines, les emprises de transport d'énergie, de chemins de fer et de routes nationales et secondaires. Une période d'étude de cinq à dix ans serait néanmoins préférable pour mieux cerner les tendances dans la richesse des insectes au sol des emprises autoroutières.

Parmi les familles dominantes d'insectes au sol recensées dans cette étude, les Carabidae (Coleoptera) se sont révélés être les meilleurs candidats à l'utilisation potentielle de bioindicateurs de l'état des emprises autoroutières, ayant répondu de façon positive à plusieurs critères auparavant définis (CHAMPAGNE, 2002). Dépendants de l'abondance de leur proies, ils gagneraient donc à être suivis à une fréquence quinquennale, par exemple, afin d'évaluer l'état des peuplements d'invertébrés des emprises autoroutières (ASF, 1998 ; CHAMPAGNE, 2002).

**Remerciements.** – Nous tenons à remercier Yves Bédard du Ministère des transports du Québec pour le soutien financier principal, le programme de bourse *Intervention Spéciale 1999-2000* de l'Université du Québec à Trois-Rivières et les programmes de bourses 1999-2000 et 2000-2001 de *La Fondation de l'Université du Québec à Trois-Rivières*, Dr Esther Lévesque de l'UQTR, Dr Christian Hébert du Centre de foresterie des Laurentides du Service canadien des Forêts à Sainte-Foy et Dr Charles Vincent, du Centre de recherche et de développement en horticulture d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Saint-Jean-sur-Richelieu pour leurs corrections, Gilles Sénécal de l'INRS-Urbanisation et Henri Coumoul de la Direction de l'infrastructure, de l'aménagement et de l'environnement des Autoroutes du Sud de la France pour le partage de documents, les divers responsables des directions territoriales du MTQ et plusieurs personnes de l'UQTR

pour leurs conseils, aide ou apport matériel : Jean-Louis Benoît, Dr Hélène Glémet, Dr Jean-Jacques Frenette, Dr Marco Rodriguez, Dr Jacques Boisvert, José Gérin-Lajoie, et l'équipe du Service de Prêts entre Bibliothèques. Nous désirons aussi remercier Francis Meunier et Christophe Verheyden, du Centre d'Études Biologiques de Chizé, pour nous avoir transmis les données de leur étude sur l'entomofaune des dépendances vertes autoroutières du sud de la France, ainsi que Stéphanie Carpentier, Stéphane Cayouette, Nathalie Godbout, Gaston Lacroix, Marc Levasseur et Claudia St-Arnaud pour leur aide sur le terrain, puis Sylvain Tremblay et Jasmin Boudreau pour leur grande aide en laboratoire et sur le terrain. Nous remercions finalement Kim Hoang et Nathalie Sauer pour la correction en anglais et Serge Demers pour le support informatique.

#### LITTÉRATURE CITÉE

- AFIFI A. A. & CLARK V., 1996. - *Computer-aided Multivariate Analysis, Third Edition*. Chapman & Hall, New York, 455 p.
- ANDREÏ-RUIZ M.-C., 1998. - *Stratification verticale et diversité des peuplements d'insectes des végétations sclérophylles méditerranéennes ; Réserve de la biosphère du Fangu (Haute-Corse)*.  
– Thèse de Doctorat, Université de Corse, 264 p.
- ANONYME, 1999a. Consultée le 28/01/1999. - *Cahier 9 : Les transports, les infrastructures et l'environnement. Actions et instruments à mettre en œuvre*.  
[http://envagri.wallonie.be/Pedd/C0e\\_9i.htm](http://envagri.wallonie.be/Pedd/C0e_9i.htm)
- AUTOROUTES DU SUD DE LA FRANCE (ASF), 1998. - *Nature, paysage et autoroutes : la vie cachée des dépendances vertes*. Paris, France, 43 p.
- BÉDARD Y. & TROTTIER D., 1999a. - L'utilisation et la gestion des végétaux dans les emprises autoroutières au Québec : "une nouvelle approche". Société de l'arbre du Québec. 1999. - L'arbre : de la rue à l'autoroute. Colloque sur l'utilisation de l'arbre en bordure des voies de circulation – recueil des conférences (25-26 février 1999, Hôtel Loews Le Concorde, Québec, Canada) : 9-26.
- BÉDARD, Y. & TROTTIER D., 1999b. - Projet de recherche : Gestion du patrimoine vert des corridors

- autoroutiers : une nouvelle approche intégrée à la Direction de Québec. *Innovation Transport*, Juin 1999 : 3-4.
- BEKKER G. J., 1997. - Fragmentation and Road-Infrastructure in the Netherlands : From History to Future. - Sixth International Symposium, Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 359-65.
- BENNETT A. F., 1992. - Restoring Connectivity to Fragmented Landscapes : Does Roadside Vegetation Have a Role? - *The Victorian Naturalist*, 109 (4) : 105-110.
- BORROR D. J. & WHITE R. E., 1991. - *Les insectes de l'Amérique du Nord (au nord du Mexique)*. Éditions Broquet Inc., Laprairie, Canada, 408 p.
- CAIN N. P., 1997. Old Field Vegetation for Low Maintenance Highway Rights-of-Way. - Sixth International Symposium, Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 47-54.
- CAMP M. & BEST L. B., 1993. - Bird Abundance and Species Richness in Roadsides Adjacent to Iowa Rowcrop Fields. - *Wildlife Society Bulletin*, 21 (3) : 315-325.
- CHAMPAGNE N., 1999. - *Gestion extensive des emprises autoroutières – une revue*. - Séminaire de baccalauréat déposé à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, 45 p.
- CHAMPAGNE N., 2002. - *Évaluation de la diversité entomologique et effet de la modification de la gestion des végétaux sur les insectes au sol le long d'emprises autoroutières de trois milieux différents (agricole, forestier, périurbain) dans le sud du Québec*. - Séminaire II présenté comme exigence partielle de la Maîtrise en Sciences de l'Environnement à l'Université du Québec à Trois Rivières, Trois-Rivières, 231p.
- CHOINIÈRE L., 1997. - *Inventaire de la végétation et des insectes dans différents types de bandes riveraines situées le long de la rivière Boyer*. - Rapport présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques des secteurs agricoles et naturels et à Environnement Canada, Service canadien de la Faune, Direction de la conservation de l'environnement, Région du Québec.
- CLERGEAU P., 1998. - Biodiversité dans les paysages urbains : des concepts aux applications. - *Penn ar Bed* (165-166) : 13-17.

- CLERGEAU P., 2000. - *Biodiversité en milieu urbain : Quelle faune sauvage dans les espaces verts?*
- DASNIAS P., 1996. - *Programme de Recherche sur les Dépendances Vertes des Autoroutes Françaises : Biodiversité végétale, Entretien et Aménagement*. - Revue bibliographique. Scétauroute Environnement, Guyancourt, France, 142 p.
- DUVIGNEAUD J., 1982. - À propos de deux publications récentes sur la protection et la gestion des bords de routes. - *Natura Mosana*, **35** (1) : 1-7.
- EHLEY A. M., 1992. - *The IRVM Approach to County Roadside Management in Iowa. Integrated Roadside Vegetation Management (IRVM), Technical Manual*. The University of Northern Iowa.
- FROMENT A. & JOYE C., 1986. - Vers une gestion écologique des espaces verts routiers. - *Les Naturalistes Belges*, **67** (4) : 97-116.
- GIVEN D. R., 1998. - La biodiversité : un enjeu pour les routes. - *Routes*, **299** : 33-42. Also in english : Biodiversity : A Highway Issue. - *Roads*, **299** : 33-42.
- GUILBOT R., 1999. - Les insectes des prairies : un maillon essentiel de l'écosystème prairial. - *Fourrages*, **160** : 403-416.
- GULLAN P. J. & CRANSTON P. S., 1994. - *The Insects : an Outline of Entomology*. Ed. Chapman & Hall, London, 491 p.
- HAIR J. F. JR., ANDERSON R. E., TATHAM R. L. & BLACK W. C., 1998. - *Multivariate Data Analysis (Fifth edition)*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 730 p. + index.
- HAMPSHIRE COUNTY COUNCIL (HCC), 1999. - *June 1998 : Hampshire Road Verge Management Project*. <http://www.hants.gov.uk/plazhn/c2240.html>
- HARPER-LORE B. L., 1997. - Vegetation Management : Trends and Training in Transportation. - Sixth International Symposium of Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 375-381.
- LAURSEN K., 1981. - Birds on Roadside Verges and the Effect of Mowing on Frequency and Distribution. - *Biological Conservation*, **20** : 59-68.
- LEACH M., 1984. - Life on the Verge. - *The Geographical Magazine*, **56** : 249-253.
- MUNGUIRA M. L. & THOMAS J. A., 1992. - Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. - *Journal of Applied Ecology*, **29** : 316-329.



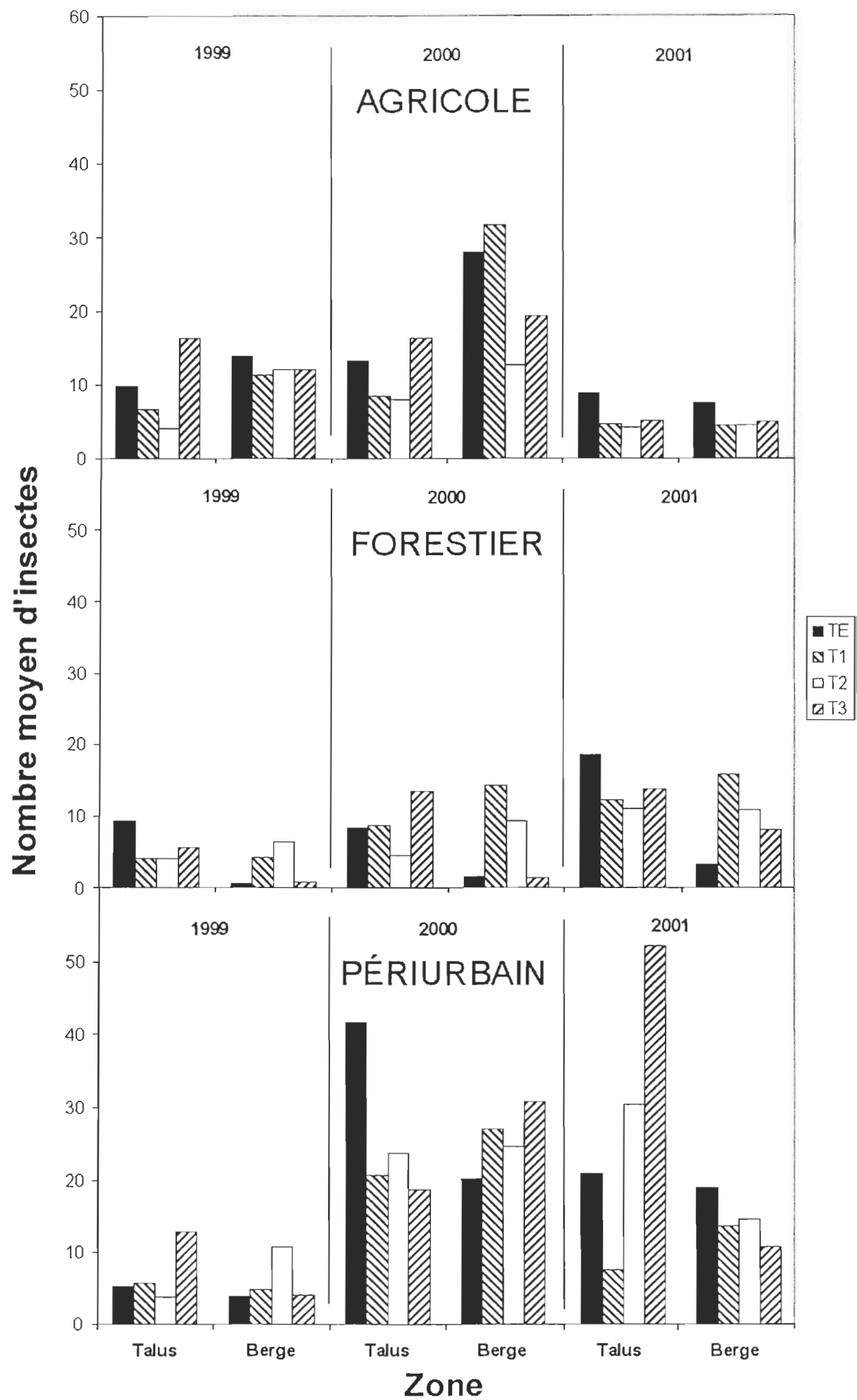
- PARR T. W. & WAY J. M., 1988. - Management of Roadside Vegetation : The Long-Term Effects of Cutting. - *Journal of Applied Ecology*, **25** : 1073-1087.
- PORT G. R. & THOMPSON J. R., 1980. - Outbreaks of Insect Herbivores on Plants along Motorways in the United Kingdom. - *Journal of Applied Ecology*, **17** : 649-656.
- SERVICE D'ÉTUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET AUTOROUTES (SETRA) ET DIRECTION DE LA NATURE ET DES PAYSAGES (DNP), 1994. - *La gestion extensive des dépendances vertes routières : intérêts écologiques, paysagers et économiques*. Paris, 119 p.
- SHERIDAN P. M. & PENICK N., 2000. - *Highway Rights-of-Way as Rare Plant Restoration Habitat in Coastal Virginia*. - Affiche scientifique présentée au 7th International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, Calgary, Canada, September 9-13<sup>th</sup> 2000.
- SPENCER H. J., SCOTT N. E., PORT G. R. & DAVIDSON A. W., 1988. - Effects of Roadside Conditions on Plants and Insects. I. Atmospheric Conditions. - *Journal of Applied Ecology*, **25** : 699-707.
- TABACHNICK B. G. & FIDELL L. S., 1996. - *Using Multivariate Statistics, Third Edition*. Harper Collins College Publishers Inc., New York.
- TER BRAAK C. J. F. & SMILAUER P., 1998. - *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Centre for Biometry Wageningen. Netherlands, 352 p.
- THE NATIONAL ROADSIDE VEGETATION MANAGEMENT ASSOCIATION (TNRVMA), 1997. - *How to Develop and Implement an Integrated Roadside Vegetation Management Program*. USA, 40 p.
- WAY J. M., 1976. - La conservation de la vie sauvage le long des routes et des autoroutes en Grande Bretagne. - *Natura Mosana*, **29** (4) : 141-151.
- WAY J. M., 1977. - Roadside Verges and Conservation in Britain : a Review. - *Biological Conservation*, **12** : 65-74.
- WILKINSON L., 1998. *SYSTAT: the system for statistics*. SYSTAT Inc., Evanston.

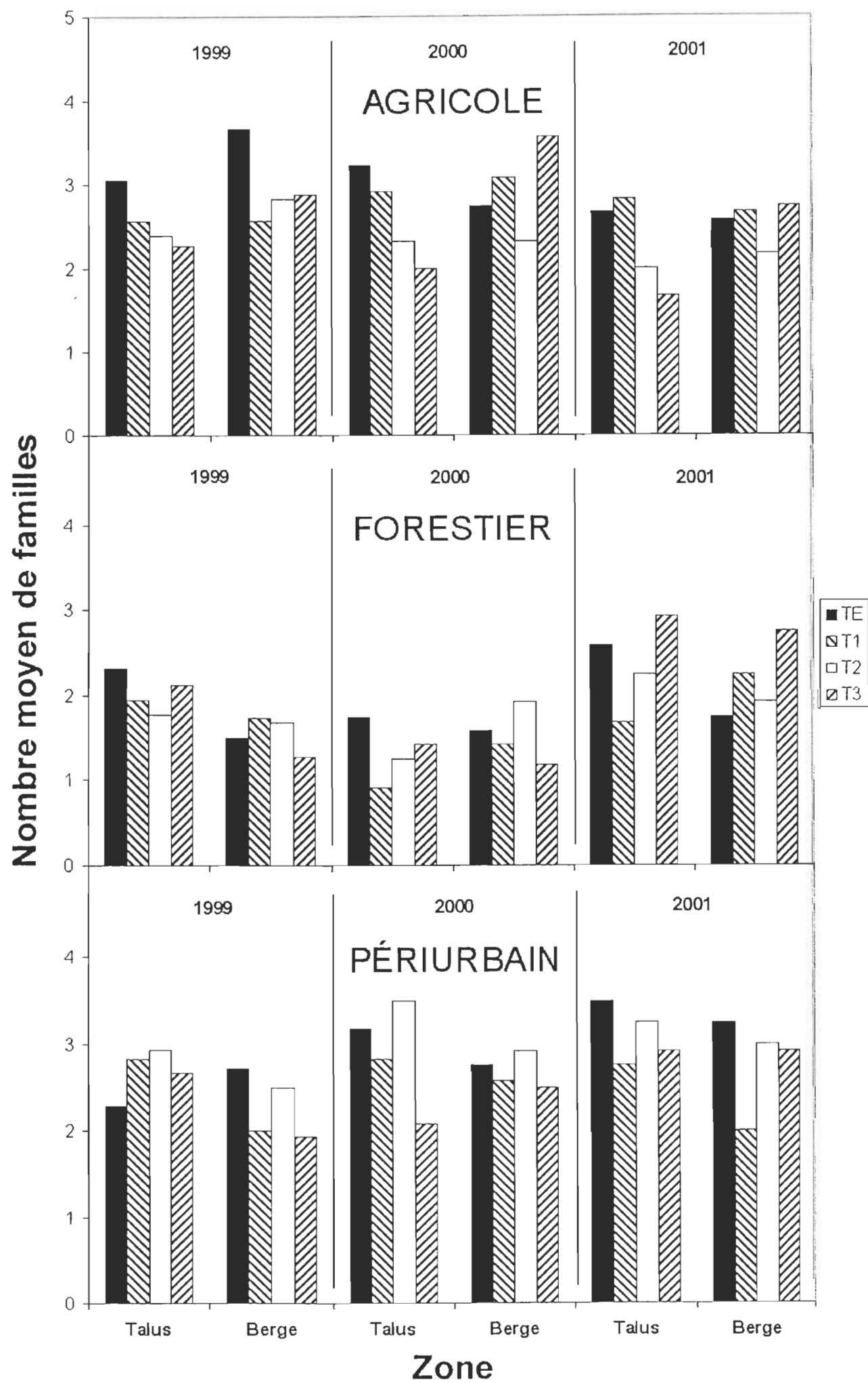
## Légende des figures

Fig. 1. Nombre moyen d'insectes capturés par piège-fosse selon l'année et la zone d'installation des pièges (TE = témoin ; T1 = tonte annuelle ; T2 = tonte bisannuelle ; T3 = tonte trisannuelle).

Fig. 2. Nombre moyen de familles par piège selon l'année et la zone d'installation des pièges (TE = témoin ; T1 = tonte annuelle ; T2 = tonte bisannuelle ; T3 = tonte trisannuelle).

Fig. 3. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des familles d'insectes. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore, ▲ = omnivore).





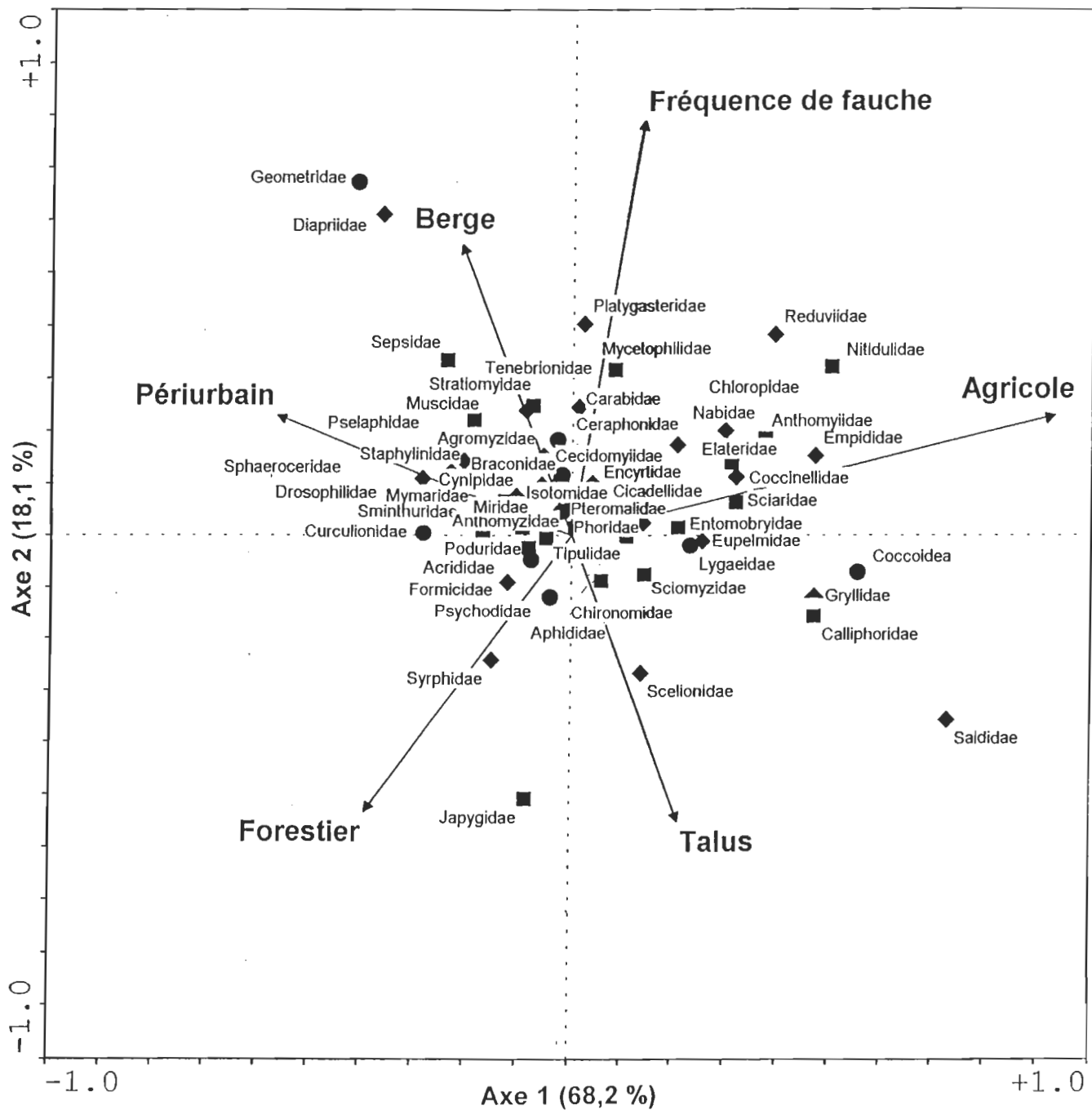
**Tableau 1.** - Familles d'insectes dominantes au sol des emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001, tous milieux et traitements confondus.

<b>Famille</b>	<b>Pourcentage du total des captures (%)</b>	<b>Préférence alimentaire <sup>1</sup></b>
Formicidae	50,4	P/D
Entomobryidae	16,0	D
Staphylinidae	5,70	P/D
Isotomidae	4,53	D
Sphaeroceridae	3,46	D
<b>Cicadellidae</b>	<b>3,29</b>	<b>H</b>
Carabidae	3,18	P
<b>Gryllidae</b>	<b>2,39</b>	<b>O</b>
Sciaridae	1,38	D
Phoridae	1,14	D
<b>Total des dix familles dominantes</b>	<b>91,5</b>	<b>-</b>
<b>Autres familles</b>	<b>8,53</b>	<b>-</b>

<sup>1</sup> Préférence alimentaire : **P** = prédateur ; **D** = détritivore ; **H** = herbivore ; **O** = omnivore

**Tableau 2.** - Résultats de l'analyse canonique des correspondances avec 168 échantillons, 56 familles d'insectes et 6 variables environnementales.

Axes	1	2	3	4
<i>Eigenvalues</i>	0,129	0,034	0,017	0,009
Corrélations espèces-environnement	0,794	0,501	0,454	0,327
Pourcentage de variance cumulatif :				
pour les données espèces	8,4	10,6	11,7	12,3
pour la relation espèces-environnement	68,2	86,3	95,4	100,0
Somme de toutes les <i>eigenvalues</i> canoniques				0,189
Inertie totale				1,539



## CHAPITRE IV

### DONNÉES COMPLÉMENTAIRES À L'ÉTUDE

#### 4.1. Ordination des familles dominantes

La figure 3 du chapitre III a présenté les familles d'insectes regroupées selon les facteurs environnementaux qui influençaient le plus leur distribution. Cependant, bien que les familles rares aient été retirées de l'analyse multivariée afin de faciliter son application, plusieurs des familles retenues dans le graphique d'ordination s'étaient tout de même avérées être peu abondantes dans les pièges. En effet, le tableau 1 du chapitre III présente dix familles d'insectes qui constituaient ensemble 91,5 % des captures réalisées au cours des trois années de l'étude. Nous avons donc voulu vérifier comment se distribuaient ces familles dominantes selon les différents facteurs environnementaux.

Dans cette nouvelle analyse, le test de permutations de Monte Carlo du premier axe canonique était significatif ( $F = 23,736$ ,  $P \leq 0,05$ ), tout comme celui de l'ensemble des axes canoniques ( $F = 8,786$ ,  $P \leq 0,05$ ). Le tableau 4.1 présente les résultats de l'ACC pour les familles dominantes seulement, tandis que la figure 4.1 correspondante, en annexe, montre la distribution des familles dominantes selon leur groupe fonctionnel.

Tableau 4.1. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour le côté latéral des emprises autoroutières avec 168 échantillons, 10 familles d'insectes et 6 variables environnementales.

Axes	1	2	3	4
<i>Eigenvalues</i>	0,125	0,032	0,013	0,005
Corrélations espèces-environnement	0,758	0,447	0,315	0,212
Pourcentage de variance cumulatif :				
pour les données espèces	12,7	15,9	17,3	17,7
pour la relation espèces-environnement	71,7	89,8	97,3	100,0
Somme de toutes les <i>eigenvalues</i> canoniques				0,175
Inertie totale				0,986



Seules les dix familles les plus importantes ont été retenues, ce qui rend le graphique d'autant plus clair et compréhensible.

Tout comme dans la figure 3 du chapitre III, l'axe 1 montre une nette séparation entre les milieux plus fermés (forestier et périurbain, tous deux dans la partie négative du plan) et le milieu ouvert (agricole, dans la partie positive du plan) (Annexe D, figure 4.1). Le premier axe est ainsi caractérisé par un *gradient d'ouverture* du milieu ou un *gradient inverse de complexification du milieu*, comme le décrivait Andreï-Ruiz (1998). Les familles se distribuent donc sur l'axe 1 en fonction du type de paysage où elles ont été recueillies le plus fréquemment. Les Formicidae étaient particulièrement abondants dans le milieu forestier, les Sphaeroceridae, les Staphylinidae et les Isotomidae abondaient quant à eux dans le milieu périurbain, tandis que les Cicadellidae, Sciaridae, Entomobryidae et Gryllidae étaient nettement plus abondants dans le milieu agricole que dans les autres milieux. Les familles retrouvées le plus souvent dans les milieux forestier et périurbain étaient surtout des insectes utiles à l'humain avec des habitudes de prédateurs ou de saprophages. Cependant, deux familles aux habitudes phytophages (Cicadellidae et Gryllidae) étaient associées au milieu agricole. Une famille de prédateurs était aussi associée à ce milieu, en plus de familles saprophages. La section 5.2. *Mœurs et importance des familles dominantes* traitera plus en détail des rôles de ces familles dans l'écologie. Le premier axe du graphique est déterminé principalement par le milieu agricole et par la famille des Gryllidae.

Sur le deuxième axe primaire du graphique, qui explique de façon moins prononcée la variance, on remarque la forte influence du facteur *Fréquence de fauche*. La fréquence de tonte de la végétation des emprises autoroutières semble avoir un effet sur les familles d'insectes, bien que l'analyse de variance l'ait montré non significatif sur l'ensemble des familles (Chapitre III). Une famille de la figure 4.1 est plus associée à une fréquence de tonte importante, soit les Carabidae. Inversement, une autre famille, à savoir les Formicidae, est plutôt associée à une fréquence de coupe moins intensive. Sur l'axe 2 du graphe, ce sont le vecteur *Fréquence de fauche* et dans une moindre mesure, la famille des Carabidae, qui ont la plus forte contribution.

Par ailleurs, un *gradient de distance par rapport à la chaussée* est évident. En effet, les vecteurs du talus et de la berge sont diamétralement opposés. Le vecteur *Berge* est très associé aux milieux plus fermés, situés dans la partie négative de l'axe 1, tandis que le vecteur *Talus* se voit plus associé au milieu agricole, dans la partie positive de l'axe 1. Les familles ont été plus fréquemment capturées sur la berge, là où la végétation était souvent plus abondante et la structure plus complexe.

Les observations apportées par le graphique 4.1 correspondent à celles que l'on peut obtenir avec la figure 3 du chapitre III (distribution des principales familles, influence des vecteurs), mais l'interprétation y est beaucoup plus aisée dû au retrait des familles à faible fréquence.

#### **4.2. Côté central des emprises autoroutières**

Au site d'étude forestier, quatre pièges supplémentaires furent installés dans le centre de l'emprise, sur le talus et sur la berge, à chaque séquence d'échantillonnage. Ces prélèvements ont eu lieu seulement dans le milieu forestier à Donnacona, puisque pour des raisons de sécurité dû au flot quasi constant de véhicules, des échantillonnages du côté central de l'emprise étaient impossibles à effectuer en bordure de l'autoroute 20 à Saint-Hyacinthe ainsi qu'en bordure de l'autoroute 573 à Val-Bélair.

Au cours des trois années d'expérimentation, nous avons identifié 3 870 insectes capturés au sol dans les emprises, du côté central. Ces insectes se répartissaient en un total de 10 ordres et 50 familles, dont deux n'étaient pas présentes parmi les captures faites dans le côté latéral de l'emprise, soit les Hétéroptères Berytidae et les Homoptères Delphacidae. Toutes les autres familles avaient déjà été rencontrées dans le côté latéral. Les annexes E.1 et E.2 énumèrent les ordres et familles d'insectes au sol du côté central, avec leurs préférences alimentaires.

Tableau 4.2. Calendrier des périodes d'échantillonnage et nombre total de pièges utilisés pour l'étude des insectes au sol dans les emprises autoroutières du sud du Québec en 1999, 2000 et 2001.

<i>Année</i>	<i>Séquences de capture</i>	<i>Sites d'étude</i>	<i>Milieu adjacent</i>	<i>Nombre de pièges</i>	<i>Dates d'échantillonnage</i>
1999	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	18 au 20 mai
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	64	26 au 28 mai
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	2 au 4 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	21 au 23 juin
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	64	28 au 30 juin
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	6 au 8 juillet
	3 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	3 au 5 août
	3 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	64	10 au 12 août
	3 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	16 au 18 août
<b>Total 1999</b>				<b>480</b>	
2000	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	30 mai au 1 <sup>er</sup> juin
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	64	6 au 8 juin
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	13 au 15 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	25 au 27 juillet
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	64	1 <sup>er</sup> au 3 août
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	8 au 10 août
<b>Total 2000</b>				<b>320</b>	
2001	1 <sup>ère</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	29 au 31 mai
	1 <sup>ère</sup>	Donnacona	Forestier	64	5 au 7 juin
	1 <sup>ère</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	12 au 14 juin
	2 <sup>e</sup>	Saint-Hyacinthe	Agricole	48	24 au 26 juillet
	2 <sup>e</sup>	Donnacona	Forestier	64	31 juillet au 2 août
	2 <sup>e</sup>	Val-Bélair	Périurbain	48	7 au 9 août
<b>Total 2001</b>				<b>320</b>	
<b>Total 3 ans</b>				<b>1 120</b>	

Le tableau 4.2 récapitule le calendrier des séquences d'échantillonnage avec l'ensemble des pièges (latéraux et centraux).

L'effort de capture fut donc de 6 912 heures à Saint-Hyacinthe (à raison de 48 heures par piège, cf. 2.2.6. *Récolte des échantillons*) et à Val-Bélair, et de 9 216 heures à Donnacona, pour un total de 23 040 heures durant la saison 1999. En 2000 et en 2001, l'effort de capture fut de 4 608 heures à Saint-Hyacinthe et à Val-Bélair, puis de 6 144 heures à Donnacona, pour un total de 15 360 heures, avec un grand total de 53 760 heures de capture et 1 120 pièges durant les trois années d'expérimentation.

Nous avons appliqué la même analyse multivariée (ACC) (*cf.* 2.4. *Traitement des données*) aux familles capturées dans le côté central de l'emprise afin de voir l'influence des facteurs environnementaux sur celles-ci. Les variables environnementales liées aux milieux ne s'appliquant pas dans ce cas-ci (les échantillonnages ont eu lieu dans un seul type de paysage), celles-ci n'ont donc pas été retenues. Les familles rares recensées au cours des trois années ont été retirées pour appliquer l'ACC et favoriser sa compréhension.

Dans cette autre analyse canonique, le test de permutations de Monte Carlo du premier axe canonique était significatif ( $F = 7,657$ ,  $P \leq 0,05$ ), de même que celui de l'ensemble des axes canoniques ( $F = 4,067$ ,  $P \leq 0,05$ ). Le tableau 4.3 présente les résultats de l'ACC pour les familles capturées du côté central seulement, tandis que la figure 4.2 correspondante en annexe montre la distribution des familles et leur préférence alimentaire. Les diminutifs des familles peuvent être associés à l'annexe E.2.

Tableau 4.3. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour le côté central des emprises autoroutières en milieu forestier avec 28 échantillons, 24 familles d'insectes et 3 variables environnementales.

Axes	1	2	3	4
<i>Eigenvalues</i>	0,219	0,010	0,227	0,144
Corrélations espèces-environnement	0,790	0,420	0,000	0,000
Pourcentage de variance cumulatif :				
pour les données espèces	23,4	24,6	48,9	64,4
pour la relation espèces-environnement	95,5	100,0	0,000	0,000
Somme de toutes les <i>eigenvalues</i> canoniques				0,229
Inertie totale				0,932

Les deux premiers axes de l'analyse canonique pour le côté central de l'emprise expliquent 100 % de la variance. Le premier axe explique à lui seul 95,5 % de la variance, contre 4,50 % seulement pour le deuxième axe. L'axe 1 décrit donc l'essentiel de la structure des données.

Sur l'axe 1, c'est le *gradient de la distance par rapport à la chaussée* qui domine, les vecteurs *Talus* et *Berge* étant complètement opposés (Annexe D, figure 4.2). Plus de familles semblent associées au talus. D'autre part, plus de familles aux mœurs phytophages (Aphididae, Acrididae, Curculionidae, Cicadellidae, Miridae et Agromyzidae) et détritivores (Poduridae, Isotomidae, Entomobryidae, Phoridae, Sphaeroceridae) semblent associées au talus, alors que les familles prédatrices semblent se distribuer autant sur le talus (Stratiomyidae, Pteromalidae, Eulophidae, Staphylinidae) que sur la berge (Formicidae, Empididae, Carabidae). Les familles phytophages du côté de la berge sont les Lygaeidae et les Anthomyidae. Les familles détritivores de ce côté sont les Silphidae, les Sciaridae, les Sminthuridae et les Pselaphidae.

L'axe 2, qui explique moins fortement la variabilité globale du système, est influencé par la fréquence de tonte dont le vecteur constitue l'élément le plus structurant sur cet axe. Certaines familles d'insectes semblent favorisées par une fréquence de tonte plus élevée et d'autres sont plutôt associées à un degré de fauchage moins intensif. Les différences de variabilité entre les familles sont très peu prononcées, ce qui rend le graphique un peu lourd et difficile à interpréter.

Dans cette analyse, les familles rares avaient été retirées compte tenu que l'attention fut portée sur les familles dominantes ; cependant, le graphe d'ordination obtenu, bien qu'instructif, était peu clair. Nous avons donc décidé de procéder comme nous l'avions fait pour le côté latéral des emprises, à savoir de ne conserver que les dix familles dominantes. Nous étions intéressés à savoir si les dix plus importantes familles parmi les insectes capturés dans l'emprise centrale s'avéraient être les mêmes que celles du côté latéral.

À la manière du tableau 1 du chapitre III concernant les familles capturées du côté latéral des emprises, le tableau 4.4 suivant énumère les dix principales familles d'insectes au sol parmi les captures des pièges posés dans le côté central de l'emprise, par rapport à la chaussée, dans le milieu forestier. Les pourcentages indiqués expriment la proportion de l'effectif total de la famille d'insectes correspondante dans tous les

traitements et ce, dans toutes les saisons d'échantillonnage combinées (1999 à 2001). Les dix principales familles forment ensemble près de 96,0 % des captures centrales.

Tableau 4.4. Familles d'insectes dominantes au sol du côté central des emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001, tous milieux et traitements confondus.

Famille	Pourcentage du total des captures (%)	Préférence alimentaire <sup>1</sup>
Formicidae	60,5	P/D
Entomobryidae	16,6	D
<b>Cicadellidae</b>	<b>5,66</b>	<b>H</b>
Staphylinidae	4,88	P/D
Carabidae	2,17	P
Isotomidae	1,96	D
Sphaeroceridae	1,78	D
<b>Aphididae</b>	<b>0,93</b>	<b>H</b>
Phoridae	0,90	D
<b>Lygaeidae</b>	<b>0,57</b>	<b>H</b>
<b>Total des dix familles dominantes</b>	<b>96,0</b>	-
Autres familles	4,00	-

<sup>1</sup> Préférence alimentaire : **P** = prédateur ; **D** = détritivore ; **H** = herbivore

Il faut noter la très faible proportion d'insectes potentiellement nuisibles dans le côté central des emprises, à savoir les Cicadellidae, les Aphididae, ainsi que les Lygaeidae (avec respectivement 5,66 %, 0,93 % et 0,57 %).

Le côté latéral des emprises (Tableau 1, Chapitre III) comptait seulement deux familles potentiellement nuisibles, soit les Gryllidae et les Cicadellidae, ces derniers étant en plus faible proportion (avec 3,29 %) que dans le côté central. La somme des pourcentages des familles problématiques était également moins élevée dans le côté latéral des emprises. Les différences entre les côtés peuvent être attribuées aux différences dans la méthodologie. En effet, les captures du côté central n'ont eu lieu que dans un milieu dont l'environnement adjacent est forestier, ce qui pourrait rendre plus importantes des familles qui autrement auraient été de taux de beaucoup inférieurs si les captures avaient été faites dans les trois milieux, et rendre moins importantes d'autres familles qui auraient été de taux plus importants avec des échantillonnages dans les trois milieux.

### 4.3. Ordination des familles dominantes dans le côté central

Après avoir déterminé quelles étaient les familles d'insectes dominantes dans le côté central des emprises, nous avons voulu vérifier comment se distribuaient ces familles selon les différents facteurs environnementaux. Les familles qui ne figuraient pas dans le tableau 4.4 n'ont pas été incluses dans l'analyse suivante.

Dans cette nouvelle analyse canonique des correspondances, le test de permutations de Monte Carlo du premier axe canonique était significatif ( $F = 10,369$ ,  $P \leq 0,05$ ), tout comme celui de l'ensemble des axes canoniques ( $F = 5,418$ ,  $P \leq 0,05$ ). Le tableau 4.5 ci-après présente les résultats de l'ACC pour les familles dominantes seulement, tandis que la figure 4.3 correspondante, en annexe, montre la distribution des familles dominantes et leur préférence alimentaire.

Tableau 4.5. Résultats de l'analyse canonique des correspondances pour les familles dominantes du côté central des emprises autoroutières en milieu forestier avec 28 échantillons, 10 familles d'insectes et 3 variables environnementales.

Axes	1	2	3	4
<i>Eigenvalues</i>	0,208	0,007	0,225	0,098
Corrélations espèces-environnement	0,778	0,300	0,000	0,000
Pourcentage de variance cumulatif :				
pour les données espèces	29,3	30,2	61,9	75,7
pour la relation espèces-environnement	96,9	100,0	0,000	0,000
Somme de toutes les <i>eigenvalues</i> canoniques				0,215
Inertie totale				0,710

Les deux premiers axes de l'analyse canonique expliquent 100 % de la variance. L'axe 1 explique à lui seul 96,9 % de la variance totale, le 3,10 % restant étant expliqué par le second axe.

Dans le graphique d'ordination, l'axe 1 montre cette fois encore un *gradient de distance par rapport à la chaussée*. On peut observer les vecteurs *Talus* et *Berge* diamétralement opposés (Annexe D, figure 4.3). Il est cette fois beaucoup plus clair qu'il

Il y a eu plus de familles capturées sur le talus que sur la berge. Les insectes phytophages (Cicadellidae et Aphididae) se sont montrés plus abondants dans les captures faites sur le talus que sur la berge. Les prédateurs (Carabidae et Formicidae), quant à eux, étaient plus fréquemment capturés sur la berge que sur le talus (à noter que les Carabidae semblent se réfugier dans la berge quand la fréquence de fauche augmente ; voir aussi figure 4.1). Pour leur part, les détritivores/saprophages ont été plus souvent recensés sur le talus. Il semble que ce soient les familles des Cicadellidae et des Carabidae qui aient eu les plus fortes contributions sur le premier axe.

Sur le second axe, on note la forte contribution du vecteur *Fréquence de fauche*. Des familles semblent favorisées par une fréquence de tonte élevée (Sphaeroceridae, Cicadellidae, Staphylinidae et Phoridae). À l'inverse, d'autres semblent plutôt favorisées par une fréquence de coupe moins élevée (Lygaeidae et Formicidae). Il est intéressant de constater, dans tous les graphes d'ordinations présentés dans cette étude, que bien que la fréquence de fauche se soit avérée non significative dans les comparaisons de moyennes, elle semble avoir néanmoins une influence quelconque sur les insectes.

#### 4.4. Familles rares

Dans la présente étude, quelques familles rares ou peu communes ont été inventoriées parmi les 143 familles récoltées dans tous les pièges de sol (centraux et latéraux) dans les emprises autoroutières. Ces familles, ainsi que et les ordres auxquels elles appartiennent, sont les suivantes :

- Diploures : Japygidae
- Hétéroptères : Cydnidae et Piesmatidae
- Homoptères : Fulgoridae
- Coléoptères : Eucnemidae et Scaphidiidae
- Trichoptères : Lepidostomatidae
- Lépidoptères : Thyrididae et Hepialidae
- Diptères : Trichoceridae et Dryomyzidae
- Hyménoptères : Eucharitidae.



Certaines de ces familles sont phytophages, d'autres ont des mœurs encore mal connus. Plusieurs autres de ces familles renferment des espèces associées au transport de pollen, à des actions parasitaires ou prédatrices ainsi qu'au recyclage de la matière organique (Borror & White, 1991 ; Bourassa & Champagne, 2002*b*). La section 5.3. *Mœurs et importance des familles rares recensées* souligne l'importance substantielle de ces familles.

## CHAPITRE V

### DISCUSSION

#### 5.1. Constats généraux

Au cours des trois années de l'étude, 34 854 insectes ont été récoltés. Ces insectes se répartissaient en 143 familles, soit près du quart des familles nord-américaines. En outre, sur la vingtaine d'ordres d'insectes présents au Québec, 13 ont été retrouvés au sol des emprises autoroutières. Quelques familles rares ont été récoltées.

Cet inventaire est ainsi révélateur d'une abondance et d'une diversité pour le moins intéressantes dans des milieux de superficies restreintes et aux conditions particulières (*cf. 1.2.2. Particularités des emprises [...]*), comme si ces milieux corridors demeuraient attractifs pour les insectes malgré les énormes contraintes auxquelles ils font face. Cette étude ne laisse aucun doute sur le fait que les emprises autoroutières possèdent un fort potentiel en termes d'habitats pour la faune entomologique, ce qui était auparavant insoupçonné au Québec.

##### 5.1.1. Concordance avec la littérature

###### 5.1.1.1. Abondance et diversité

Plusieurs ouvrages d'Europe et des États-Unis avaient déjà souligné l'importance de la diversité et de l'abondance des insectes en bordure des autoroutes (Port & Thompson, 1980 ; Leach, 1984 ; Port & Spencer, 1987 *in* Munguira & Thomas, 1992 ; ASF, 1998). D'autres en sont venus à des conclusions semblables pour plusieurs types de corridors (*cf. 1.1.4. Importance des emprises autoroutières comme corridors verts*). Plusieurs auteurs sont même d'accord pour affirmer que la richesse des écotones, comme les bandes riveraines ou les emprises, est plus élevée que dans les milieux adjacents, que ceux-ci soient de paysages différents ou non (Andreï-Ruiz, 1998 ; ASF, 1998 ;

Anonyme, 1999c ; Cameron, 1917, Terrel-Nield, 1986, Duelli *et al.*, 1990, Rusek, 1992 et Downie *et al.*, 1996 in Marineau, 2000).

Un ouvrage a particulièrement retenu très tôt notre attention. Il s'agit de l'étude de Meunier et Verheyden (1996) qui se sont intéressés aux insectes des dépendances vertes autoroutières du sud de la France à l'aide de pièges de sol pour le compte du service Nature et Paysages du réseau des Autoroutes du Sud de la France. Durant deux années successives, ils ont ainsi recensé 19 750 insectes appartenant à près de 110 familles. Bien que leur méthodologie ait été quelque peu différente de celle utilisée dans la présente étude, on peut constater que leurs résultats révèlent, à l'instar des nôtres, la richesse des abords autoroutiers au point de vue entomologique.

Aussi, si l'on considère que la présente étude faisait partie d'une étude beaucoup plus exhaustive sur l'entomofaune des emprises autoroutières du sud du Québec de 1999 à 2001 (*Gestion extensive des emprises autoroutières, volet entomofaune*) dans laquelle les insectes ont été capturés non seulement avec les pièges de sol, mais aussi à l'aide de filets fauchoirs et de filets troubleaux, il en ressort que 43 905 insectes de 17 ordres et 210 familles ont été récoltés. C'est en fait 9 051 insectes, 4 ordres et 67 familles de plus qu'avec les pièges de sol seulement (centraux et latéraux combinés). On retrouverait ainsi près de 82 % des ordres présents au Québec dans les emprises autoroutières (au sol, dans la végétation, en vol ou dans l'eau et la vase des fossés) et près du tiers des familles de toute l'Amérique du Nord, ce qui est très considérable en termes d'abondance et de diversité. Ces résultats sont disponibles auprès du MTQ (Bourassa & Champagne, 2002b).

#### **5.1.1.2. Effet du paysage environnant**

Selon la littérature, la structure végétale et la nature de l'environnement adjacent à l'emprise, les conditions de sol et la composition en espèces végétales et animales influenceraient la composition et la diversité en insectes (Morris, 1971 ; Adis, 1979 ; Andreï-Ruiz, 1998 ; ASF, 1998). Gimingham (1971) avait indiqué dans son étude que la

réduction entre autres de la quantité (biomasse et couvert) d'espèces végétales réduisait la variété d'animaux invertébrés. Freemark et Boutin (1995) avaient aussi relevé des constatations similaires. Andreï-Ruiz (1998) avait pour sa part obtenu comme résultats que les milieux forestiers n'étaient pas plus pauvres en insectes que les milieux ouverts, comme elle s'y attendait. La diversité était élevée dans les pièges au sol des zones boisées qu'elle avait étudiées. L'abondance d'individus semblait ainsi liée à la densité de végétation (Andreï-Ruiz, 1998). Mader (1987) et Ramade (1994) avaient affirmé, de leur côté, que plus un écosystème est complexe, plus les niches écologiques y sont nombreuses et plus riche y est la diversité en espèces.

Dans la présente étude, toutefois, le nombre d'insectes capturés ainsi que le nombre de familles identifiées ne variaient pas de façon significative entre les différents milieux étudiés. D'ailleurs, Munguira et Thomas (1992) n'avaient pas observé d'effet du paysage environnant sur l'abondance de papillons en bordure de routes, ceux-ci étant aussi abondants en milieu agricole qu'en milieu urbain. Des contraintes propres à chaque site étudié interviendraient de façon déterminante dans les processus de colonisation (Pickett *et al.*, 1987 *in* Meunier *et al.*, 1999).

#### **5.1.1.3. Effet de la fréquence de fauche**

Munguira et Thomas (1992) avaient observé que les papillons étaient moins abondants en bordure des routes après un fauchage et Bürki et Hausammann (1993 *in* Marineau, 1999) ainsi que Morris (1971) avaient observé que si la végétation créait un faible couvert, il en découlait une abondance moindre d'arthropodes. Selon Bouchard et Masseau (1986), un aménagement tel le fauchage, qui viendrait perturber la composition floristique des bordures, aurait un impact direct sur la distribution des insectes dans les bordures et les milieux adjacents. Enfin, Morris (1979) avait aussi mis en évidence que des familles d'insectes étaient favorisées par des coupes, alors que d'autres voyaient leur abondance diminuer. Il est reconnu que les insectes réagissent très rapidement aux modifications de la structure de la végétation.

Bien que la comparaison de moyennes dans notre étude n'ait révélé aucun effet significatif de la fréquence de fauchage de la végétation des emprises autoroutières sur les insectes au sol, l'analyse multivariée semblait montrer que certaines familles d'insectes pouvaient être favorisées par un régime de tonte moindre.

Une étude plus longue aurait peut-être permis d'observer des tendances davantage patentes concernant le niveau de perturbation apporté par le régime de fauchage sur la richesse entomologique.

#### **5.1.1.4. Effet du gradient de distance par rapport à la chaussée**

L'analyse multivariée avait révélé l'influence d'un gradient de distance par rapport à la chaussée sur la distribution des insectes. La densité de végétation (quantité et diversité) du talus et de la berge pourrait expliquer un tel gradient. Ce gradient pourrait également être lié à des facteurs comme la nature, la salinité, la structure et la compaction du sol, le degré d'humidité, le degré d'exposition aux vents, aux turbulences et au soleil, etc. Ainsi, de multiples facteurs semblent influencer la présence des insectes dans les diverses composantes d'une emprise autoroutière (*cf. 2.2.2. Description d'une emprise autoroutière*).

L'étude de l'entomofaune des dépendances vertes des autoroutes du sud de la France avait aussi révélé un tel gradient. En effet, on avait pu observer qu'il y avait deux à trois fois moins de carabes à cinq mètres de la chaussée qu'à dix mètres (ASF, 1998). On avait expliqué ce phénomène par l'effet *barrière* de la chaussée. La plate-forme autoroutière constituerait une zone thermique particulière, en ce sens qu'elle s'échauffe rapidement le jour, atteignant des températures élevées durant la journée et céderait de la chaleur pendant la nuit. En outre, l'espace aérien à proximité de la chaussée serait le siège de turbulences quasi permanentes qui aspireraient les insectes voiliers s'aventurant trop près. Tous ces éléments auraient pour effet d'influencer l'abondance d'insectes selon la distance par rapport à la chaussée. Dans notre étude, l'effet du gradient s'est plutôt fait sentir sur la distribution des familles d'insectes.

Spencer et ses collaborateurs (1988) avaient quant à eux observé qu'il n'y avait pas de corrélation significative entre l'abondance de pucerons et la distance par rapport à la chaussée. Certaines familles d'insectes seraient donc affectées par les conditions particulières retrouvées en bordure des plate-formes, et d'autres non. La situation est donc complexe et selon les caractéristiques propres à chaque tronçon et chaque habitat au niveau microspatial, les emprises seraient plus ou moins riches en tel ou tel groupe d'insectes dans telle ou telle partie.

Il est possible qu'une gestion extensive de la végétation des emprises puisse équilibrer la distribution des insectes sur la largeur de l'emprise par la hauteur uniforme de la végétation, mais les divers facteurs intrinsèques des emprises énumérés précédemment, caractéristiques particulières d'habitats à l'échelle microspatiale dans ces milieux, de même que l'instabilité inhérente des emprises autoroutières, vont conditionner les processus de colonisation et de distribution des familles d'insectes au sol. Cette occupation particulière de microespaces par les insectes pourrait donc être typique des emprises autoroutières, ce qui les rendrait d'autant plus exclusives.

## **5.2. Mœurs et importance des familles dominantes**

Les considérations écologiques et économiques des familles retrouvées dominantes sont présentées; elles sont pour la plupart reliées à des activités anthropiques. Il est important de mentionner que ces considérations sont notamment rattachées à la perception économique des insectes. L'annexe F fait la synthèse des considérations écologiques et économiques de ces familles d'insectes dominantes afin de permettre une lecture plus pratique et rapide. Les familles sont énumérées par ordre décroissant de dominance (Tableau 1, Chapitre III ; tableau 4.4). Les descriptions anatomiques ont été limitées à quelques critères morphologiques externes.

### 5.2.1. Les Formicidae (Ordre des Hyménoptères)

(Italique entre parenthèses\* : anglais)

Les fourmis (Figure 5.1) jouent un rôle primordial dans la vie des sols forestiers, des prairies et des cultures par leurs habitudes carnivores et pollinisatrices. Elles favorisent aussi une meilleure fertilisation des sols.

Les Formicidae sont appelés plus communément *fourmis* (*Ants*, *Pismires*)\*. Celles-ci sont reconnues comme étant un grand groupe (7 000 à 12 000 espèces) d'insectes sociaux à plusieurs castes (reines, mâles et ouvrières) que l'on peut retrouver à peu près partout dans le monde (elles constituent environ 10 % des insectes mondiaux), et dans à peu près tous les milieux. On pouvait donc s'attendre avec raison à leur présence prépondérante dans les emprises autoroutières, compte tenu des dépôts sablonneux requis pour la construction d'une autoroute. Les colonies peuvent ne contenir que quelques fourmis ou jusqu'à plusieurs milliers. La plupart des espèces de fourmis ont leur nid dans le sol, mais il arrive que plusieurs occupent des cavités naturelles de bois ou de plantes, ou encore des constructions hors-sol (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997).



Figure 5.1. Hyménoptère Formicidae.

Les Formicidae sont de mœurs variées, pouvant être carnivores, détritivores ou herbivores ; elles sont en majorité prédatrices (Olsen, Sunesen & Pedersen, 2000). La majeure partie des espèces constituent en effet d'importants prédateurs de pestes, permettant la régulation de plusieurs populations d'insectes ravageurs (Ramade, 1965, Petal, 1978, Stradling, 1987 et Lasalle & Gauld, 1993 in Marineau, 2000). D'autres espèces se nourrissent de végétaux, de sève, de nectar ou de champignons et participent à la formation de l'humus. Certaines peuvent mordre ou piquer lorsque manipulées, mais la plupart des fourmis retrouvées en bordure des autoroutes seraient susceptibles d'être des fourmis constructrices de monticules ou des fourmis des champs (sous-famille

Formicinae) et la littérature indique que celles-ci ne piquent pas (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Forey & Fitzsimons, 1992).

Certaines espèces de fourmis peuvent être dommageables à l'agriculture. Par exemple, les fourmis moissonneuses peuvent être nuisibles aux cultures de céréales et de légumineuses en s'approvisionnant de semences qui viennent d'être épandues. Les fourmis peuvent aussi nuire aux cultures en pratiquant un élevage intensif de pucerons pour leur miellat. En revanche, d'autres fourmis peuvent s'avérer fort utiles par la prédation d'insectes nuisibles ou l'ingestion de miellat sécrété par certains insectes suceurs de sève, comme les pucerons, les cicadelles et les cochenilles. En effet, le miellat est une source alimentaire très importante et bien appréciée chez les fourmis. Celles-ci peuvent même en stimuler la production par une palpation du corps des insectes sécréteurs avec leurs antennes (Footitt & Richards, 1993). Les fourmis, par leur alimentation sur le miellat, contribuent alors à la diminution de l'assèchement des plantes causé par l'effet osmotique de ce liquide aqueux ainsi qu'à la diminution de la croissance de champignons dont les spores auraient été retenus par la substance collante (*cf.* 5.2.12. *Les Aphididae*). Elles contribuent ainsi à la diminution des pertes tant matérielles qu'économiques encourues par les cultivateurs à cause des insectes suceurs de sève.

Par ailleurs, les fourmis ont un autre rôle utile qui pourrait s'avérer d'importance économique. Comme la majorité des autres Hyménoptères, les fourmis sont associées au transport de grains de pollen; elles constituent donc d'importantes pollinisatrices (Ramade, 1965 et Lasalle & Gauld, 1993 *in* Marineau, 2000).

D'autre part, les Formicidae influencent les activités sylvicoles au niveau des récoltes et des rendements. Ces insectes participent à la décomposition de la matière organique et stimulent la minéralisation du sol en modifiant la microflore responsable de ces processus, d'où une meilleure fertilisation des sols.



### 5.2.2. Les Entomobryidae (Ordre des Collemboles)

Peu d'espèces d'Entomobryidae (Figure 5.2) sont d'importance économique. Néanmoins, quelques espèces rares peuvent causer des dommages aux plantes de jardins et de serres, notamment des champignons cultivés.

La famille des Entomobryidae (ou entomobryas) est la plus importante parmi l'ordre des Collemboles (podurelles ou *Springtails*) et contient presque tous ceux qui vivent dans la litière, le sol, le bois en décomposition, les champignons et autres habitats humides semblables, où ils participent à la formation de l'humus (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997). Il est donc normal de les voir en bordure des routes et autoroutes à cause de la présence des fossés et parce que la végétation herbacée s'y décompose rapidement. Les Entomobryidae sont plutôt de couleur bleuâtre ou grisâtre.

L'ordre des Collemboles constitue un grand groupe représenté par quelque 2 000 espèces dans le monde, dont près de 300 au Canada (Commission biologique du Canada, 1988 ; Danks, 1992 ; Bourassa, 2000). Ils sont en majorité détritivores ou se nourrissent de mycéliums de champignons, d'algues et de pollen, alors que d'autres peuvent être carnivores (rarement), coprophages, herbivores ou commensaux ; ils sont rarement nuisibles (Richards, 1978). Peu d'espèces sont d'importance économique (Harper, 1997). Néanmoins, quelques espèces rares peuvent causer des dommages aux plantes de jardins et de serres, notamment des champignons cultivés (Forey & Fitzsimons, 1992 ; Doucet, 1994). Les Collemboles en général sont reconnus pour être grégaires et parfois très abondants, voire jusqu'à plusieurs millions par hectare (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976). Ces petits organismes peuvent sauter grâce à la furcula ou furca, un organe sous-abdominal qui se détend subitement de l'avant vers l'arrière, permettant le déplacement de l'animal par sauts (Forey & Fitzsimons, 1992 ; Harper, 1997).



Figure 5.2. Collembola  
Entomobryidae.

### 5.2.3. Les Staphylinidae (Ordre des Coléoptères)

Certains Staphylinidae (Figure 5.3) peuvent affecter les racines des végétaux ou être responsables de la dissémination de maladies. Mais les staphylins sont plutôt reconnus pour leurs mœurs de prédateurs. Peu d'indications laissent croire que ces insectes peuvent causer des dommages considérables.

Les staphylins (aussi brachyélytres ou *Rove Beetles*) constituent la plus grande famille des Coléoptères avec quelque 3 100 espèces dans toute l'Amérique du Nord, dont certaines peuvent être très communes (White, 1983 ; Harper, 1997). Ce sont des insectes minces et allongés, brunâtres ou noirâtres, aux ailes très réduites. Les plus gros spécimens atteignent 25 millimètres de longueur. Ils occupent divers habitats : certaines espèces de grande taille vivent dans les excréments, les cadavres en décomposition, d'autres sur le sol, les rives de cours d'eau et de lacs ou autres lieux humides (comme les fossés de bord d'autoroutes), sous des objets, sous les écorces, dans les champignons, les plantes en décomposition, les fleurs, les terriers ou les nids d'oiseaux et de fourmis. Ce sont de bons insectes coureurs et parfois de bons voiliers également. Bien qu'ils relèvent souvent l'extrémité postérieure de l'abdomen un peu à la manière d'un scorpion qui veut piquer, les staphylins ne piquent pas ; toutefois, certaines des plus grandes espèces peuvent mordre (White, 1983 ; Olsen, Sunesen & Pedersen, 2000).



Figure 5.3. Coléoptère  
Staphylinidae.

Les adultes et les larves de staphylins sont généralement prédateurs d'autres insectes ; quelques espèces consomment des matières organiques en décomposition et participent ainsi à la formation de l'humus, alors que d'autres peuvent être parasites (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; White, 1983 ; Forey & Fitzsimons, 1992 ; Harper, 1997 ; Marineau, 2000 ; Olsen, Sunesen & Pedersen, 2000). Enfin, certains peuvent être pollinisateurs de végétaux.

Il s'agit en somme d'une famille très bénéfique. Cependant, quelques espèces, comme celles que l'on retrouve dans les gazons et jardins, peuvent affecter les racines des végétaux ou être responsables de la dissémination de maladies comme la brûlure bactérienne ou la moisissure grise. Mais généralement, les staphylins sont plutôt reconnus dans la littérature pour leurs mœurs de prédateurs. Peu d'indications laissent croire que ces insectes peuvent causer des dommages considérables.

#### 5.2.4. Les Isotomidae (Ordre des Collembolés)

Les Isotomidae (Figure 5.4) sont surtout détritivores et ne causeront pas de dommages d'importance économique.

Après la famille des Entomobryidae, les Isotomidae constituent la famille de Collembolés la plus importante. Ils peuvent être brunâtres, grisâtres ou blanchâtres.



Figure 5.4. Collembole  
Isotomidae.

Ils fréquentent les mêmes habitats (il est donc normal de les retrouver en bordure des autoroutes) et ont généralement les mêmes mœurs que les Entomobryidae. Comme ces derniers, les Isotomidae sont donc surtout détritivores et ne causeront pas de dégâts d'importance économique (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997).

#### 5.2.5. Les Sphaeroceridae (Ordre des Diptères)

Étant donné leurs mœurs de détritivores, il est peu probable que les Sphaeroceridae (Figure 5.5) puissent causer des dommages importants aux cultures adjacentes.

Les sphéroceres ou sphaerocerides (*Sphaerocerids* ou *Small Dung Flies*) sont des Diptères muscoïdes acalyptères (sans cuillerons à la base des ailes). Ce sont de très petites mouches détritivores noirâtres ou brunâtres. Elles sont habituellement très communes près des endroits marécageux (comme les fossés), des excréments et des rebuts, et peuvent pénétrer dans les habitations. Leurs larves vivent dans le fumier ou autres matières en décomposition, où elles participent à la formation de l'humus comme



Figure 5.5. Diptère  
Sphaeroceridae.

dans la végétation pourrissante que l'on retrouve dans les emprises d'autoroutes. D'autres espèces se développent dans les nids d'oiseaux ou d'insectes sociaux, voire dans les terriers de petits mammifères (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Andreï-Ruiz, 1998). Il est donc peu probable que ces mouches puissent causer des dommages économiquement importants.

#### 5.2.6. Les Cicadellidae (Ordre des Homoptères)

Plusieurs espèces non contrôlées de Cicadellidae (Figure 5.6) peuvent causer de sérieux dommages aux plantes cultivées, soit par leurs habitudes alimentaires, soit en servant de vecteurs de maladies. Mais étant donné leur faible abondance, il est peu probable que des Cicadellidae causent des ravages importants dans les milieux adjacents.

Les cicadelles (*Leafhoppers*) sont de petits insectes sauteurs et suceurs de sève. Il s'agit d'un groupe d'insectes très considérable (près de 3 000 espèces en Amérique du Nord) dont plusieurs espèces sont communes et abondantes dans de nombreux types de communautés végétales. Il fallait donc s'attendre avec raison à les retrouver le long des autoroutes caractérisées par une végétation herbacée et bordées de formations végétales diverses.

Les cicadelles excrètent souvent par l'anus une substance aqueuse appelée *miellat*, ce qui attire d'autres insectes qui s'en nourrissent, en particulier des fourmis.

Ce sont des insectes parfois très colorés, mesurant généralement moins de 10 millimètres et vivant sur un grand nombre de plantes (arbres, arbustes, graminées, fleurs, gazons, etc.), mais chaque espèce est habituellement spécifique à une seule espèce de plante dont elle se nourrit des feuilles. Les cicadelles prélèvent la sève à partir de la face intérieure des feuilles ou à l'extrémité des jeunes pousses. Ces habitudes alimentaires provoquent avec le temps la décoloration (taches blanches, brunes ou jaunes, dues à la destruction de la chlorophylle), la distorsion, le flétrissement, le rabougrissement (inhibition de croissance suite à l'injection d'une toxine) ou même la mort de la plante en tout ou en partie. Certaines espèces de cicadelles forment des galles sur les plantes.

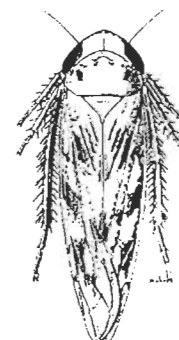


Figure 5.6. Homoptère  
Cicadellidae.

Plusieurs espèces non contrôlées causent de sérieux dommages aux plantes cultivées, soit par leurs habitudes alimentaires, soit en servant de vecteurs de maladies (tels mycoplasme ou virus de la frisolée). Les plantes les plus attaquées au Québec sont le pommier, le céleri, le haricot, la laitue, le framboisier, la pomme de terre, la carotte, la luzerne et plusieurs fleurs annuelles. Une des espèces présentes au Québec et pouvant endommager les pommiers et les plants de pomme de terre est *Empoasca fabae* (Harris), la cicadelle de la pomme de terre. Une autre peut causer des dommages aux plantes à fleurs, à la laitue ou à la carotte, soit la cicadelle de l'aster (*Macrostelus quadrilineatus* Forbes) (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Forey & Fitzsimons, 1992 ; Harper, 1997 ; Cornell University, 2002).

Cependant, nous avons recueilli plusieurs spécimens de prédateurs et de parasites au cours de notre étude, ce qui indiquerait que les populations de cicadelles des emprises autoroutières seraient donc maintenues à un niveau peu susceptible d'entraîner des ravages importants dans les milieux adjacents.

### 5.2.7. Les Carabidae (Ordre des Coléoptères)

Les Carabidae (Figure 5.7) sont presque toujours prédateurs d'autres insectes et plusieurs sont très utiles, se nourrissant de certains des insectes les plus nuisibles dans les milieux agricoles et forestiers.

Les carabes (aussi appelés jardinières, sergents, couturières ou *Ground Beetles*) constituent l'une des plus grandes familles de Coléoptères après les Staphylinidae avec 25 000 espèces dans le monde, dont 2 500 en Amérique du Nord (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; White, 1983 ; Harper, 1997). Dans nos régions, les plus gros spécimens sont d'un peu plus de 25 millimètres. Les carabes vivent habituellement sur

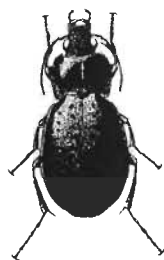


Figure 5.7. Coléoptère  
Carabidae.

le sol, sous des objets, sous l'écorce ou des feuilles mortes et certains dans la litière, la végétation et les fleurs. Ces insectes sont reconnus pour être bien présents dans les milieux corridors ; il est donc normal de les retrouver parmi les familles dominantes des emprises autoroutières. La plupart sont nocturnes et se cachent le jour ; ils se sauvent rapidement en courant lorsqu'ils sont découverts et volent rarement. Les larves fréquentent ordinairement les mêmes milieux que les adultes. Adultes et larves sont presque toujours prédateurs d'autres insectes et plusieurs sont très utiles, se nourrissant de certains des insectes les plus nuisibles dans les milieux agricoles et forestiers, tels les pucerons, les doryphores de la pomme de terre, les pestes du blé, les larves de la Spongieuse, les arpeuteuses et les vers gris. D'autres peuvent se nourrir de matières en décomposition ou de champignons, quelquefois de plantes, certains de gastéropodes et quelques larves sont parasites (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; White, 1983 ; Harper, 1997 ; Welling, 1990 ; Basedow, 1990, Hance, 1990, Hammond, 1990 et Thomas, 1990 in Marineau, 2000 ; French, 1999 et Bousquet, 2000 in Tremblay, 2001). Plusieurs adultes sont de grands chasseurs de chenilles et il n'est pas rare que les carabes grimpent aux arbres pour chercher des proies (White, 1983 ; Forey & Fitzsimons, 1992). Les carabes sont donc considérés comme des insectes très utiles.

Parmi les quelques espèces qui se nourrissent de plantes, deux s'attaquent parfois au maïs, inhibant la germination des graines. Ces espèces, du genre *Omophron* sp., sont présentes dans le sable mouillé le long des rivages, des lacs et des ruisseaux. Les adultes et les larves de ce genre sont prédateurs, mais ils peuvent se nourrir de graines des plantes cultivées si celles-ci se trouvent sur sol humide. Cependant, le genre *Omophron* sp. n'a pas été inventorié dans nos captures (Tremblay, 2001) (cf. 5.5. *Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?*) ; il y aurait donc lieu d'avoir peu de craintes concernant des dommages éventuels aux cultures dans les terres adjacentes aux corridors autoroutiers. D'autres espèces pouvant avoir des mœurs granivores semblent plutôt se nourrir de graines de plantes considérées comme mauvaises herbes, tels les carabes *Pterostichus* sp. (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, 1996 ; Carmona & Landis, 1999). Les carabes dans leur ensemble peuvent ainsi être utiles à l'agriculture par l'élimination de plantes indésirables, en plus de leur rôle de régulateurs biologiques de populations de divers organismes pestes (Carmona & Landis, 1999).

Dans un sous-volet de la présente étude au cours duquel les spécimens de la famille des Carabidae ont été identifiés à l'espèce (Tremblay, 2001), *Pterostichus melanarius* (Illiger) s'est avérée être l'espèce la plus abondante et la plus représentative des bords d'autoroutes du sud du Québec (cf. 5.5. *Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?*). Cette espèce est surtout prédatrice, entre autres de pucerons.

#### 5.2.8. Les Gryllidae (Ordre des Orthoptères)

Certains Gryllidae (Figure 5.8) sont phytophages et pourraient poser problème, mais étant donné leur faible pourcentage et leur composition, ils ne constitueraient pas un groupe problématique majeur.

Les Gryllidae, plus communément appelés *grillons* (parfois cri-cri, ou *Cricket* en anglais), sont des insectes chanteurs communs et répandus. Les grillons de sol, de la sous-famille des Nemobiinae, et les grillons des champs, de la sous-famille des

Gryllinae, habitent les champs, les bois, les talus ensoleillés, les pâturages et pelouses, et sont reconnus dans la littérature pour habiter le long des routes (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997). La plupart des grillons sont omnivores ou sont phytophages et se nourrissent exclusivement de plantes et de graines ; quelques espèces comme les *Gryllus spp.* causent des dommages importants aux cultures (cependant, dans un sous-volet de la présente étude (cf. 5.5. *Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?*), les grillons du genre *Gryllus* récoltés étaient presque tous de l'espèce *Gryllus pennsylvanicus* (Burmeister) qui n'est pas considérée comme une véritable peste de cultures (Tremblay, 2001)). D'autres grillons peuvent se nourrir d'insectes pestes comme les criquets, les chrysomèles et les charançons, à tous les stades (Forey & Fitzsimons, 1992 ; Harper, 1997 ; Michigan State University, 2002). En somme, certaines espèces pourraient poser problème, mais étant donné leur faible pourcentage malgré leur statut de dominants et leur composition en espèces (cf. 5.5. *Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?*), les grillons ne constitueraient pas un groupe problématique majeur.



Figure 5.8. Orthoptère  
Gryllidae.

#### 5.2.9. Les Sciaridae (Ordre des Diptères)

Il est peu probable, étant donné leurs mœurs principalement détritivores, que les Sciaridae (Figure 5.9) puissent causer des dommages aux récoltes que l'on retrouve généralement au sud du Québec (maïs, céréales, etc.).

Les sciares (*Dark-winged Fungus Gnats* ou *Root Gnats*) sont des mouches communes, habituellement de 5 millimètres ou moins, foncées et habitant dans les endroits humides et ombragés, puisque lucifuges. Il est donc normal d'en récolter près des fossés et drains des emprises autoroutières. Comme chez les sphéroceres, les larves vivant dans la litière mangent des champignons, de la végétation en décomposition ou



des racines et participent ainsi à la formation de l'humus. Une espèce peut attaquer la pomme de terre et certaines autres espèces peuvent infester les cultures de champignons



Figure 5.9. Diptère  
Sciariidae.

(Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997 ; Andreï-Ruiz, 1998). Cependant, il est peu probable, étant donné leurs mœurs principalement détritivores, que les Sciariidae puissent causer des dommages aux récoltes que l'on retrouve généralement au sud du Québec (maïs, céréales, etc.).

#### 5.2.10. Les Phoridae (Ordre des Diptères)

Les Phoridae (Figure 5.10) peuvent être détritivores ou floricoles et se nourrir de nectar et de miellat (ayant ainsi un potentiel de pollinisateurs), ou alors être prédateurs de moustiques. Ce sont, en somme, des insectes utiles pour l'humain.

Les phores ou phorides (*Phorids* ou *Humpbacked Flies*) sont des mouches Cyclorrhaphes petites ou minuscules, d'ordinaire foncées. Elles ont une apparence caractéristique, avec une allure bossue. On retrouve plus de 300 espèces de phores en Amérique du Nord. Elles sont très communes dans plusieurs milieux, mais surtout dans la végétation en décomposition où elles participent à la formation de l'humus. Il est ainsi normal de les retrouver le long des autoroutes, dans les herbacées pourrissantes. Les larves ont quant à elles des mœurs variées : certaines vivent dans la matière en décomposition ou les champignons, certaines parasitent d'autres insectes, d'autres encore sont commensales et vivent dans des fourmilières. Les adultes peuvent avoir les mêmes mœurs détritivores que les larves ou être floricoles et se nourrir de nectar et de miellat (ayant ainsi un potentiel de pollinisateurs), ou alors être prédateurs de moustiques. Une espèce, *Phora incrassata* (Meigen) peut toutefois s'introduire dans les ruches et détruire le couvain (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Harper, 1997 ;



Figure 5.10. Diptère  
Phoridae.

Andrei-Ruiz, 1998), mais ce sont, en somme, principalement des insectes utiles pour l'humain.

#### 5.2.11. Les Lygaeidae (Ordre des Hétéroptères)

La plupart des Lygaeidae mangent des graines et certaines se nourrissent de la sève des plantes céréalières, mais il existe également des Lygaeidae prédateurs d'autres insectes.

Les Lygaeidae (Figure 5.11) sont des punaises des graines ou des céréales (aussi appelées lygées ou *Seed Bugs*). Elles sont de petite ou de moyenne taille (soit de 3 à 15 millimètres, mais généralement moins de 10), et de forme ovale. Il s'agit d'un grand groupe d'espèces d'insectes suceurs souvent communs sur la végétation. Ces punaises



Figure 5.11. Hétéroptère  
Lygaeidae.

sont habituellement brunâtres, mais certaines sont très colorées. La plupart, adultes ou immatures, mangent des graines et certaines se nourrissent de la sève des plantes céréalières (comme *Blissus leucopterus* (Say), la punaise des céréales), mais il existe également des Lygaeidae prédateurs d'autres insectes (Forey & Fitzsimons, 1992 ; Harper, 1997). Il faudrait identifier les spécimens au niveau taxonomique de la sous-famille pour déterminer les mœurs principales des Lygaeidae des emprises autoroutières et ainsi évaluer leur potentiel de menace pour les environnements adjacents.

#### 5.2.12. Les Aphididae (Ordre des Homoptères)

Les Aphididae (Figure 5.12.) attaquent les arbres et sont également nuisibles aux plantes sauvages et cultivées en déformant, décolorant ou desséchant les plantes, et certains leur transmettent des maladies. Mais même observés en grande quantité au cours de cette étude, ils n'ont été capturés que de façon sporadique, laissant croire à des séquences de passages transitoires dans les bandes autoroutières. Il n'y aurait donc pas lieu de s'inquiéter de leur présence outre mesure pour les milieux adjacents aux emprises.

Les Aphididae (*Aphids*, *Plantlice* ou *Greenflies*) sont mieux connus sous le nom de *pucerons*, insectes suceurs de sève petits et mous au corps en forme de poire, avec ou sans ailes. Il s'agit d'un groupe important d'espèces (environ 600 au Canada) parfois présentes en nombre considérable sur les tiges, les feuilles et les fleurs de plusieurs plantes, que ce soit en milieu cultivé (champ, serre) ou en milieu naturel (boisé, prairie, etc.) (Footitt & Richards, 1993 ; Gualtieri & McLeod, 1994 ; Harper, 1997). Il était donc prévisible de les retrouver dans les emprises autoroutières retenues pour cette étude. La plupart des pucerons ont des cycles vitaux très complexes et peuvent se reproduire de manière sexuée ou non sexuée, par parthénogenèse. Des espèces de pucerons sont connues sur tous les continents, à l'exception de l'Antarctique (Footitt & Richards, 1993). Néanmoins, la grande majorité des espèces occupent naturellement les régions de l'hémisphère nord, où la diversité végétale est moindre, ce qui rend plus facile la localisation des plantes hôtes par les pucerons (Dixon *et al.*, 1987 *in* Footitt & Richards, 1993).

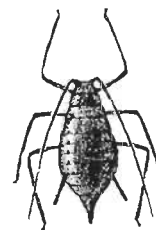


Figure 5.12. Homoptère  
Aphididae.

Comme les cicadelles, les pucerons excrètent du miellat qui attire les fourmis et d'autres insectes (Diptères, Mécoptères et Lépidoptères) qui s'en nourrissent. Le miellat étant une substance collante, il capte une grande quantité de spores qui circulent dans l'air et devient alors un bon milieu de culture pour la prolifération de champignons (Baille & Champagne, 1998). De plus, les gouttes de miellat qui s'agglutinent sur la surface des feuilles ont un effet osmotique à cause de leur taux de sucre élevé (6 à 11 %), ce qui assèche certaines parties des plantes (Vincent & Coderre, 1992). Heureusement, les fourmis et autres insectes se nourrissant de miellat contribuent à diminuer ce phénomène (*cf.* 5.2.1. *Les Formicidae*).

Les pucerons attaquent les arbres, mais ils sont également nuisibles aux plantes sauvages et cultivées en déformant (galles, courbure, flétrissement), décolorant ou desséchant les plantes et certains transmettent des maladies (bactéries et virus) à la

végétation (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Soroka, 1991; Forey & Fitzsimons, 1992 ; Vincent & Coderre, 1992 ; Harper, 1997 ; Baille & Champagne, 1998 ; Olsen, Sunesen & Pedersen, 2000). Les pucerons peuvent se déplacer des plantes vers le sol, où ils sont alors disponibles pour des prédateurs de sol divers.

Plusieurs espèces de plantes ont une ou des espèces de pucerons qui leur sont associées (Footitt & Richards, 1993 ; Baille & Champagne, 1998). En fait, 91 % des espèces de pucerons sont inféodées à un seul genre botanique (Mattson *et al.* 1988 *in* Vincent & Coderre, 1992 ; Baille & Champagne, 1998). Par exemple, les pucerons peuvent s'attaquer à la pomme de terre, aux céréales et aux graminées, au maïs, aux plantes horticoles ou aux arbres fruitiers. Le puceron de la pomme de terre (*Macrosiphum euphorbiae* Thomas) est un sérieux ravageur qui provoque l'enroulement ou la déformation des feuilles. Les plants peuvent alors en mourir (Gualtieri & McLeod, 1994). D'autres pucerons peuvent aussi s'attaquer à la pomme de terre, tels le puceron vert du pêcher (*Myzus persicae* Sulzer) ou le puceron du nerprun (*Aphis nasturtii* Kaltenbach).

Certains pucerons attaquent les graminées (brome, agropyre, etc.) et les céréales (avoine, blé, orge, seigle, etc.). Le puceron russe du blé (*Diuraphis noxia* Mordvilko) est un important ravageur depuis 1989, surtout dans les Prairies canadiennes (Soroka, 1991). Ce puceron tolère remarquablement bien le froid et peut hiverner sur d'autres graminées. *Macrosiphum* (*Sitobion*) *avenae* (Fabricius), le puceron de l'avoine (ou puceron des céréales), attaque aussi bien l'avoine que le blé ou encore d'autres céréales (Soroka, 1991; Gualtieri & McLeod, 1994). *Rhopalosiphum insertum* (Walker), le puceron des graminées, attaque pour sa part les graminées, mais hiberne sur les rosacées où les formes sexuées pondent leurs œufs (Eastop, 1977 *in* Vincent & Coderre, 1992). D'autres pucerons peuvent s'attaquer aux céréales et aux graminées, dont entre autres *Rhopalosiphum padi* (Linnaeus), le puceron bicolore des céréales, et *Schizaphis graminum* (Rondani), le puceron vert des graminées, tandis que *Rhopalosiphum maidis* (Fitch) s'attaque au maïs (Gualtieri & McLeod, 1994).

Les pucerons s'attaquant aux céréales peuvent causer une diminution de rendement grainier et ainsi causer des baisses de revenus importantes pour les cultivateurs. Il semblerait cependant qu'à mesure que les graminées progressent vers la maturité, elles intéressent moins le puceron, dont la population décroît rapidement (Soroka, 1991). En outre, plusieurs espèces d'ennemis naturels peuvent permettre de contrôler et d'éviter les surpopulations, parfois même très tôt en saison (Soroka, 1991 ; Baille & Champagne, 1998). Les pucerons constituent des proies de choix pour d'autres insectes, notamment certains Odonates (Libellulidae), Dermaptères (Forficulidae), Neuroptères (Chrysopidae), Hétéroptères (Anthocoridae, Miridae, Nabidae), Coléoptères (Cantharidae, Carabidae, Coccinellidae, Elateridae, Staphylinidae) et Diptères prédateurs (Asilidae, Dolichopodidae, Empididae, Scatophagidae), ou des Diptères (Syrphidae, Tachinidae) et Hyménoptères parasitoïdes (Aphelinidae, Aphidiidae, Braconidae, Chalcidoidea, Ichneumonidae), sans compter d'autres arthropodes comme les araignées, les opilions et les centipèdes (Cullen, 1988 ; Welling, 1990 ; Soroka, 1991 ; Vincelette, 1994 ; Henter, 1995 ; Baille & Champagne, 1998). Les insectes utiles occupent d'ailleurs une place appréciable dans la lutte biologique contre les ravageurs tels les pucerons et autres phytophages ; ensemble, les insectes utiles, les micro-organismes pathogènes et les intempéries peuvent détruire de 50 à 90 % de la population nuisible (Soroka, 1991).

Le recours à des substances chimiques pour combattre les insectes ravageurs risque de compromettre la venue d'espèces utiles (Mader, 1987 ; Freemark & Boutin, 1995), mais la présence d'emprises et de bandes de végétation linéaires en bordure des champs, vergers, boisés ou serres peut constituer un refuge pour les insectes prédateurs et parasitoïdes, qui iront ensuite trouver leurs proies.

Par ailleurs, il a été remarqué, dans la littérature, qu'une trop grande utilisation d'engrais azoté pouvait causer une augmentation du nombre de pucerons en 14 jours, allant du double au triple de la population initiale. Ceci viendrait du fait que l'azote augmente l'efficacité photosynthétique de la plante, qui produit alors plus de sucres ;

comme la source alimentaire augmente, l'effectif de la population de phytophages augmente aussi (Vincent & Coderre, 1992).

D'autre part, les pucerons, même observés en grandes quantités au cours de cette étude, n'ont été capturés que de façon sporadique, laissant croire à des séquences de passages transitoires dans les bandes autoroutières (Bourassa & Champagne, 2002b). Il n'y aurait donc pas lieu de s'inquiéter de leur présence outre mesure.

### **5.2.13. Ce que l'on peut retenir de ces familles dominantes**

En somme, la majorité des insectes récoltés dans nos pièges au sol au cours de l'étude étaient des insectes considérés plutôt utiles. La plupart ont des mœurs détritivores ou se nourrissent de matières en décomposition (9 familles sur 12). Certains peuvent être prédateurs ou parasites (8 familles sur 12). Par ailleurs, 4 familles sur 12 ont un potentiel de pollinisateurs. Toutefois, quatre familles ayant des habitudes majoritairement herbivores se retrouvent parmi les familles dominant en général dans les trois années, soit les Cicadellidae, les Gryllidae, les Lygaeidae et les Aphididae (six autres familles peuvent cependant comporter quelques espèces potentiellement nuisibles). Cependant, ces familles ne révèlent tout de même qu'un faible pourcentage par rapport au total des insectes capturés dans les trois années (dans le côté latéral, les Cicadellidae dominant seulement à 3,29 %, tandis que les Gryllidae ne sont présents qu'à 2,39 % (Tableau 1, Chapitre III) ; les Lygaeidae dominant dans le côté central des emprises à 0,57 %, et les Aphididae à 0,93 % (Tableau 4.4)). Aussi, au cours de notre étude, de 1999 à 2001, nous n'avons remarqué aucun dégât majeur dans la végétation des milieux adjacents aux emprises autoroutières, ni même dans ces dernières d'ailleurs.

Il semblerait donc que les populations d'insectes potentiellement nuisibles soient maintenues grâce à la présence d'insectes prédateurs et parasitoïdes, comme certaines familles que nous avons récoltées, ou encore que la présence de ces phytophages ne soit qu'opportuniste et sporadique dans ces milieux, les emprises autoroutières leur servant alors de corridor de dissémination ou de refuge temporaire.

#### 5.2.14. Concordance avec la littérature

Nos résultats concordent avec les affirmations relevées dans la littérature concernant les familles d'insectes au sol qui seraient les plus abondantes (Borror, DeLong & Tripplehorn, 1976 ; Mader, 1984 ; plusieurs *in* Sotherton, 1985 ; Luff & Eyre, 1988 ; Burel, 1989 et 1992 ; Welling, 1990 ; Gullan & Cranston, 1994 ; ASF, 1998 ; Burel *et al.*, 1998 ; Carmona & Landis, 1999 ; Guilbot, 1999).

Ces résultats concordent également avec ceux de Marineau (2000) qui a étudié l'entomofaune des bandes riveraines de zones agricoles dans le sud du Québec. Dans cette étude, les Collembolles, Formicidae, Carabidae, Staphylinidae et Cicadellidae figuraient aussi parmi les familles dominantes. Mis à part quelques groupes d'arthropodes autres que les insectes, les Coléoptères Histeridae se sont également retrouvés parmi les familles dominantes des milieux corridors étudiés par Marineau.

Nos résultats concordent aussi partiellement avec ceux de Choinière (1997), les Formicidae étant en tête des insectes les plus abondants des milieux corridors herbacés et arbustifs. Cependant les Carabidae constituaient la famille de Coléoptères la plus abondante dans l'étude de Choinière, alors que les Coléoptères Staphylinidae se sont révélés être plus abondants que les Carabidae dans notre étude. Dans l'ordre des Collembolles, les Entomobryidae se sont révélés être les plus abondants, tout comme dans notre étude, toutefois les Collembolles dominaient peu dans l'étude de Choinière. Les familles dominantes de Choinière se classaient respectivement comme suit : Formicidae, Diptera sp., Gryllidae, Cicadellidae, Carabidae, Staphylinidae, Diptera inconnus B et D et Collembolles. Mis à part les Diptères non-identifiés, ces familles dominantes l'ont également été dans notre étude, mais en ordre d'importance différent. Des différences dans la méthodologie pourraient expliquer ces divergences (six jours d'échantillonnage tard en saison pour 87 pièges fosses, utilisation de pièges à découvert, distance de 1 m entre les pièges disposés en triangle, etc.).

Nos résultats concordent par ailleurs avec ceux de Wasner (1984) exposés dans SETRA et DNP (1994) et portant sur l'entomofaune des dépendances vertes routières du sud de la France, où entre autres les Orthoptères Caelifera, les Hétéroptères Miridae ainsi que d'autres Hétéroptères, les Homoptères Cicadina, les Coléoptères Staphylinidae et Curculionidae, les Diptères Syrphidae et autres Diptères, parmi de nombreuses autres familles, ont été enregistrés sur les bords de routes peu entretenus. Les Coléoptères Carabidae, curieusement, n'y avaient toutefois pas été retenus. Il est fort probable que la méthodologie employée dans cette étude soit responsable des différences qui existent par rapport à la nôtre.

Par ailleurs, dans l'étude d'Andreï-Ruiz (1998) qui portait principalement sur les peuplements de Diptères des régions méditerranéennes, il en est ressorti que les Phoridae se sont révélés dominants dans presque toutes les stations étudiées. Ces diptères n'auraient pas de niveaux de capture préférentiels selon la hauteur des plantes et se répartiraient dans toutes les strates de végétation. Il serait donc normal qu'on les ait retrouvés dans tous nos sites et dans un grand nombre de nos pièges. Les Sciaridae et les Sphaeroceridae se retrouvaient aussi en grand nombre dans les pièges de sol, que ce soit dans notre étude ou dans celle d'Andreï-Ruiz.

En outre, Andreï-Ruiz soulignait que les Formicidae constituaient une grande partie des Hyménoptères qu'elle avait capturés et que les Staphylinidae étaient parmi les Coléoptères formant une grande part des captures dans les pièges au sol, à l'instar de nos résultats.

Il faut cependant rappeler que la méthodologie employée dans l'étude d'Andreï-Ruiz était fort différente de la nôtre, sans compter les différences de climat, de milieux d'étude, de composition végétale et d'autres facteurs tant abiotiques que biotiques ; néanmoins, on note dans l'ensemble certaines concordances dans les résultats en ce qui concerne les principales familles d'insectes au sol recensées.



Enfin, nos résultats concordent dans une certaine mesure avec ceux de Meunier et Verheyden (1996) qui ont étudié l'entomofaune des emprises autoroutières du sud de la France. En effet, parmi les dix principales familles d'insectes recensées, les quatre plus abondantes, à savoir les Formicidae (à plus de 50,0 % des captures totales), les Staphylinidae, les Collembolidae et les Carabidae, de même que les Phoridae et les Aphididae, ont également été dominantes dans notre étude (toutefois, les Aphididae ne figuraient pas dans nos dix familles les plus abondantes dans le côté latéral (Tableau 1, Chapitre III). Les autres familles ayant eu une très forte abondance dans leurs pièges étaient les Diptères Calliphoridae, les Coléoptères Scolytidae et Chrysomelidae, puis les Diptères Mycetophilidae. Ces familles d'insectes ont aussi été capturées au cours des trois années de notre étude, mais en plus faible abondance. Les divergences entre les deux recherches pourraient être dues entre autres à des différences climatiques et méthodologiques.

### **5.3. Mœurs et importance des familles rares recensées**

Dans l'étude faite par le réseau des Autoroutes du Sud de la France (ASF, 1998), les recherches ont montré que les bords d'autoroutes constituaient un refuge pour un certain nombre d'espèces rares. Dans la présente étude, douze familles rares ou peu communes ont été inventoriées parmi les 143 familles récoltées dans tous les pièges de sol (centraux et latéraux) dans les emprises autoroutières. Cependant, elles peuvent appartenir à des familles bien présentes dans les environnements riverains des emprises autoroutières. Bien que les familles concernées n'aient pas d'incidences économiques particulières, elles s'inscrivent dans les grands cycles de la nature. Elles indiquent cette grande diversité que peuvent représenter les organismes vivants de tout milieu.

Comme cela a été souligné précédemment, certaines de ces familles sont phytophages, alors que d'autres ont des mœurs encore mal connues. Plusieurs autres de ces familles renferment des espèces pollinisatrices, parasites, prédatrices ou participant au recyclage de la matière organique (Borror & White, 1991 ; Bourassa & Champagne, 2002b). Leur présence semblait néanmoins plutôt ponctuelle et aucune indication ne

permet de croire jusqu'à maintenant que certaines parties d'emprises devraient être protégées de façon officielle pour conserver des insectes très recherchés ou menacés d'extinction. Il semble que ces insectes pourraient employer les emprises de façon opportuniste pour se nourrir ou s'abriter ou alors comme couloir sécuritaire de déplacement. La nouvelle gestion de la végétation des emprises pourra toutefois fournir un meilleur habitat potentiel pour les insectes rares.

#### **5.4. Le projet de gestion extensive de la végétation des emprises autoroutières du sud du Québec versus les insectes potentiellement nuisibles et le contrôle de leurs populations**

Une des préoccupations du MTQ en ce qui a trait au projet de gestion extensive des emprises autoroutières, c'était d'informer les agriculteurs riverains craignant que des espèces de plantes herbacées présentes aux abords des autoroutes maintiennent des réservoirs d'insectes pouvant être sérieusement nuisibles pour leurs récoltes. La littérature fournit d'ailleurs quelques exemples de cas illustrant ce phénomène, dont un au Connecticut, où des espèces de cicadelles pestes ont franchi les bordures pour se déplacer dans les vergers avoisinants (McClure, 1982 *in* Marineau, 1999 et 2000). Nous avons donc cherché à savoir si la présence de pestes potentielles était à craindre en étudiant les familles dominantes.

On remarque, suite à la lecture de la section 5.2.13, que seulement quatre familles dominantes sur douze pouvaient s'avérer dommageables à grande échelle pour les cultures : les Orthoptères Gryllidae, les Homoptères Cicadellidae et Aphididae et les Hétéroptères Lygaeidae. Les huit autres familles dominantes peuvent être utiles d'une manière ou d'une autre, et par le fait même, leur présence abondante est considérée positive. Ces insectes utiles peuvent être prédateurs, parasites, décomposeurs ou pollinisateurs.

La simple présence de familles aux habitudes herbivores est normale dans les emprises autoroutières comme dans tout autre milieu d'ailleurs, car la diversité végétale

entraîne la création d'une multitude d'habitats et d'un réservoir de nourriture variée et donc la présence d'insectes phytophages était évidemment prévisible. Ces insectes sont utiles aux cycles de la vie dans les différentes communautés et constituent un maillon essentiel des chaînes trophiques, servant de source alimentaire aux prédateurs, parasites ou parasitoïdes et fournissant de la matière organique pour les décomposeurs. Certains insectes phytophages peuvent même être utiles en s'attaquant aux espèces végétales indésirables (Gullan & Cranston, 1994). Néanmoins, la faible présence relative de familles pouvant être pestes par rapport aux autres familles dominantes est rassurante en soi. Un équilibre semble se développer dans ces milieux linéaires au fil du temps. Le fait de laisser évoluer la végétation des emprises autoroutières ne favoriserait donc pas outrageusement la venue d'insectes pestes dans les champs agricoles voisins ; d'ailleurs, Maisonneuve et Rioux (1998) affirment que contrairement à la croyance populaire, l'entretien de bandes riveraines favoriserait les espèces de rongeurs nuisibles aux cultures et Gullan et Cranston (1994) affirment que la gestion permanente des bandes de végétation en bordure des champs pouvait permettre aux insectes pestes de survivre aux périodes de conditions difficiles (comme l'hiver) et d'envahir la prochaine récolte. Aussi, Morris (1979) et Munguira et Thomas (1992) ont constaté que la tonte pouvait favoriser certaines espèces d'Hétéroptères et de Coléoptères herbivores. Il serait donc plus avantageux de diminuer la fréquence des fauches dans les emprises, connaissant en outre tous les autres avantages que procurerait une telle gestion (*cf. 1.1.3. Avantages d'une gestion plus écologique de la végétation des emprises autoroutières*).

Il est connu que l'équilibre est quelque peu fragile et qu'un certain changement de conditions environnementales ou biotiques pourrait entraîner rapidement une surpopulation de certains insectes phytophages, qui deviendraient hors de contrôle pour un certain temps. Quelques-unes des raisons pour lesquelles les espèces nuisibles prolifèrent sont la surabondance de nourriture qui induit une reproduction accrue et l'absence momentanée ou permanente des prédateurs, parasites ou pathogènes qui les contrôlent habituellement (Vincelette, 1994 ; Champagne, 1996). Ce risque de perturbation de l'équilibre est particulièrement d'intérêt pour les propriétaires de milieux adjacents de type monocultures.

Bien sûr, on peut tenter de prévenir l'incidence de populations d'insectes potentiellement nuisibles par divers moyens. Vincent et Coderre (1992) rapportent que le brûlis contrôlé pourrait éliminer toute végétation en bordure des champs, ce qui nous semble inopportun et radical, la végétation de bordure constituant parfois le seul refuge d'insectes et d'une multitude d'autres animaux pouvant être bénéfiques. Ils proposent toutefois d'autres pratiques et solutions plus acceptables pour lutter contre les pestes (lutte biologique contrôlée, etc.). D'autre part, selon Bouchard et Masseau (1986), on pourrait faucher au moment du cycle saisonnier des insectes pestes ; cependant, pour obtenir des résultats convaincants avec cette méthode, il faudrait que celle-ci soit appliquée à grande échelle, ce qui en plus aurait le désavantage d'annuler certains autres avantages de la gestion extensive, comme l'épanouissement des plantes florifères et l'augmentation de la diversité générale en insectes (dont des prédateurs éventuels) ou autres animaux entomophages. En effet, la diversification des végétaux à l'intérieur d'un agrosystème conduit ordinairement à une diversité animale plus élevée, augmentant l'abondance d'ennemis naturels contre les organismes nuisibles (Lys & Nentwig, 1994 ; Goupil, 1995, William *et al.*, 1995, Januauer, 1996 et Murphy *et al.*, 1996 *in* Marineau, 2000). Plus la biomasse végétale est grande et l'étagement végétal complexe, plus les micromammifères, les oiseaux et divers insectivores appartenant à l'herpétofaune seront présents et pourront contrôler les populations d'arthropodes dont ceux pouvant être nuisibles aux cultures (Bürki & Hausammann, 1993 et Maisonneuve & Rioux, 1998 *in* Marineau, 2000). Cette solution de Bouchard et Masseau ne devrait donc pas être retenue dans le cadre de la gestion écologique des emprises autoroutières.

Une autre méthode visant à éliminer les insectes pestes des bandes linéaires (mais qui serait tout de même difficile à appliquer sur tout le réseau) serait d'enrayer seulement quelques espèces végétales, par exemple les crucifères, puisque cette famille attire de nombreuses espèces d'insectes problématiques pour diverses cultures (Bouchard & Masseau, 1986). Toutefois, certains auteurs ont introduit dans des milieux écotones des espèces végétales expérimentales qualifiées d'indésirables et ont ainsi démontré que ces végétaux pouvaient fournir avantageusement des sites d'hibernation convenables pour de nombreuses espèces d'arthropodes prédateurs (Marineau, 2000).

Cette solution est ainsi peu envisageable. Les relations et interactions végétation-entomofaune sont donc complexes et il n'est pas aisé de trouver des moyens de prévention efficaces contre les pestes et généralisables à toutes les emprises autoroutières.

Selon Goupil (1995), une bande de végétation linéaire laissée complètement à son évolution naturelle devient le siège de relations prédateurs-proies équilibrées et stables avec le temps. Même lorsque les espèces nuisibles sont suffisamment abondantes pour produire des pertes au niveau des cultures, les ennemis naturels peuvent intervenir afin de prévenir ou réduire de telles conséquences ; ceux-ci peuvent être parfois si efficaces qu'ils peuvent réduire en partie la nécessité d'intervention du cultivateur (Kemp & Barret, 1989). À ce sujet, Altieri (1981), cité dans Freemark et Boutin (1995), affirme que la présence de certaines plantes qualifiées de *mauvaises herbes* dans et hors des champs de culture influencerait la faune entomologique et pourrait à la longue conduire à une diminution des insectes ravageurs de culture si on compare avec des champs exempts de *mauvaises herbes*. Par exemple, il semblerait que des insectes prédateurs efficaces entre autres contre les pucerons ravageurs de céréales hivernent dans les bandes bordant les champs et recolonisent les champs tôt au printemps (Desender, 1982, Wallin, 1985, Chiverton, 1987b, Knauer & Stachow, 1987 et Welling *et al.*, 1990 in Welling, 1990 ; Sotherton, 1985 ; Sunderland *et al.*, 1987 ; Carmona et Landis (1999) n'ont toutefois pu le démontrer pour les carabes). D'autres auteurs abondent dans le même sens en insistant sur le potentiel de contrôle biologique de divers insectes et arthropodes prédateurs des bandes de végétation bordant les champs (Mader, 1988, Chiverton, 1989, Kemp & Barrett, 1989, Wratten & Thomas, 1990, Chiverton & Sotherton, 1991, Thomas *et al.*, 1991 et Rodenhouse *et al.*, 1992 in Freemark et Boutin, 1995 ; Thiele 1977, Hengeveld 1980a et b, Brust *et al.*, 1985, Ca'rcamo & Spence 1994 et Cardina *et al.*, 1996 in Carmona & Landis, 1999). D'autre part, Maisonneuve et Rioux (1998) ont obtenu des résultats démontrant que des micromammifères et des amphibiens insectivores étaient très abondants dans les bandes linéaires. Les insectes occupant une grande partie du régime alimentaire de plusieurs espèces de rongeurs, d'amphibiens et de reptiles, ceux-ci peuvent donc contribuer au contrôle des populations d'insectes pestes

(Platt & Blakley, 1973 et Parmenter & MacMahon, 1988 *in* Maisonneuve & Rioux, 1998). Seulement dans une communauté de petits mammifères insectivores, sans compter tous les autres types de prédateurs (oiseaux, reptiles-amphibiens, etc.), il peut se consommer jusqu'à près de 6 800 proies/hectare/jour (Churchfield & Brown, 1987 *in* Maisonneuve & Rioux, 1998). De même, Deschênes, Bélanger et Giroux (1999) estiment que la présence d'oiseaux insectivores dans les bandes linéaires en bordure de champs agricoles pourrait constituer un moyen efficace de lutte biologique contre les populations d'insectes qui s'attaquent aux cultures. Par ailleurs, selon Maisonneuve et Rioux (1998) et Freemark et Boutin (1995), la diversification de l'étagement de la végétation et par le fait même, l'augmentation de l'abondance des proies alternatives et des espèces prédatrices, pourraient constituer des atouts importants dans une perspective de contrôle des insectes nuisibles susceptibles de passer une partie de leur cycle vital dans les bandes linéaires riveraines. Il serait ainsi jugé avantageux de laisser la végétation évoluer librement pendant une période déterminée. Mais il n'y a pas que le contrôle extérieur aux populations nuisibles qui puisse permettre d'éviter une surpopulation d'insectes ravageurs ; ces populations peuvent de plus se contrôler par elles-mêmes. En effet, selon Ramade (1994), au-delà d'un optimum, l'augmentation de l'abondance va provoquer une intensification de la compétition intraspécifique, qui se traduira en particulier par un accroissement de la mortalité et une diminution de la natalité. En outre, un des autres effets régulateurs de la compétition intraspécifique serait l'induction de mouvements migratoires.

Ainsi, non seulement les bandes linéaires peuvent constituer des réservoirs d'insectes pouvant être ravageurs, mais elles sont *en plus* reconnues comme étant des sites de régulation de populations (Lys & Nentwig, 1994 ; Hansson, 1998). Retenons notamment les affirmations de Gullan et Cranston (1994) qui soulignent que pour faciliter un contrôle biologique à long terme, c'est-à-dire l'abondance et l'efficacité de prédateurs et de parasitoïdes, il suffirait de maintenir une bordure stable et diversifiée aux points de vue structurel et spécifique, près ou dans un champ de culture. De nombreuses études portent donc à croire que le projet de gestion extensive du MTQ n'induirait pas de pertes catastrophiques pour les riverains.

Les emprises agiraient donc comme des structures-tampons permettant l'assainissement des milieux riverains, et les populations animales (particulièrement entomologiques) y deviendront en équilibre entre elles. Les insectes pouvant causer problème en agriculture ou foresterie pourront trouver refuge dans les emprises, mais ne pourront que difficilement s'y établir. Le nombre de familles devrait diminuer sensiblement (comm. pers. Jean-Pierre Bourassa, UQTR).

D'autre part, un équilibre entre les familles aux espèces prédatrices, aux espèces pollinisatrices et aux espèces parasites d'autres insectes ne sera que maintenu et de plus en plus solide d'une saison écologique à l'autre. La présence d'insectes pollinisateurs qu'on retrouvera associés à la floraison plus manifeste des végétaux ne pourra se traduire que par des retombées positives sur les composantes végétales des rives voisines, qu'elles soient d'intérêt forestier ou agricole (Bourassa & Champagne, 2002a).

À notre point de vue, la stratégie de gestion optimale serait donc de laisser évoluer la végétation des emprises autoroutières pour quelques années, tout en effectuant des suivis à l'aide d'indicateurs prédateurs dont l'abondance dépend de celle de leurs proies, ce qui permettrait probablement d'observer d'éventuels changements chez des populations d'insectes problématiques et ainsi, si nécessaire, de traiter *localement* des débuts d'infestations.

Des indicateurs phytophages permettraient quant à eux d'évaluer entre autres la richesse végétale. Landres et ses collaborateurs ont d'ailleurs suggéré en 1988 que des indicateurs soient effectivement utilisés dans les stratégies de compréhension d'une analyse de risque qui se concentre sur des habitats clés, comme les milieux corridors (Noss, 1990).

### **5.5. Quels sont les bioindicateurs potentiels de l'état des emprises autoroutières ?**

Tous les êtres vivants peuvent fournir des informations plus ou moins précises concernant le milieu dans lequel ils accomplissent en tout ou en partie leur cycle de vie.

Néanmoins, certains taxons dont les habitudes écologiques sont plus spécialisées peuvent fournir des informations beaucoup plus rigoureuses sur le milieu dans lequel ils vivent (Tremblay, 2001). Ces taxa peuvent ainsi être utilisés comme indicateurs biologiques ou bioindicateurs.

Les composantes végétales fournissent des informations uniques qui aident à caractériser les différents milieux, ce qui est pertinent vu les objectifs du MTQ concernant les emprises autoroutières. Toutefois, parmi l'ensemble des composantes singulières d'un système, la végétation seule n'est pas suffisante pour caractériser la totalité des fonctions écologiques associées à un type de milieu (Englmaier, 1996). Entre autres, les insectes constituent d'excellents indicateurs environnementaux, car leur présence reflète des conditions précises (Danks, 1992 ; Thompson, 1984, Morris, 1987 et Miller, 1993 *in* Andreï-Ruiz, 1998 ; Peña, 2001).

Parce qu'ils peuvent vivre à une échelle se résumant à celle des emprises autoroutières et qu'ils se reproduisent rapidement, les insectes représentent de bons sujets à titre d'indicateurs de l'écologie de ces milieux (Tremblay, 2001).

Chez les insectes, les principales qualités que devrait posséder un taxon bioindicateur sont, entre autres (Noss, 1990 ; Moriarty, 1999 ; Tremblay, 2001)<sup>1</sup> :

- que ce taxon soit reconnu à travers les travaux rapportés par la littérature pour ses qualités bioindicatrices potentielles et qu'il soit suffisamment sensible pour fournir un avertissement rapide de changements à venir ;
- qu'il ait une vaste aire de distribution ;
- qu'il ait une importance d'intérêt écologique et anthropique pour les milieux voisins (pestes potentielles pour les cultures ou rôle régulateur par son caractère prédateur ou parasite) ;

<sup>1</sup> : Il serait aussi intéressant de lire l'article suivant, publié après le dépôt du présent mémoire : Rainio, J. & J. Niemelä. *Ground Beetles (Coleoptera : Carabidae) as bioindicators*. Biodiversity and Conservation, 12, 2003 : 487-506.



- qu'il soit facile et peu coûteux à prélever, mesurer ou calculer ;
- qu'il ait une abondance numérique importante par rapport aux autres taxons récoltés, ce qui minimise le risque que les effectifs de la population soient affectés par l'échantillonnage ;
- qu'il y ait une diversité spécifique importante à l'intérieur du taxon ;
- qu'il ait une taille suffisamment importante afin de permettre son identification (à la loupe binoculaire, dans notre cas) ;
- que des clés taxonomiques soient disponibles sur ce taxon (en somme, pour ces deux derniers points : qu'il soit facile à identifier).

Quelques familles d'insectes allaient donc faire l'objet d'une étude (Tremblay, 2001) constituant un sous-volet de la présente, dans laquelle leur identification allait être poussée jusqu'à l'espèce afin de déterminer quels seraient les meilleurs bioindicateurs des conditions des emprises autoroutières. Au début de l'étude, quatre familles d'insectes avaient donc été retenues comme indicateurs potentiels, selon les trois premiers critères énumérés précédemment. Il s'agissait des Acrididae, des Gryllidae, des Carabidae et des Staphylinidae.

En effet, les Orthoptères, particulièrement les Acrididae, sont d'importants consommateurs de végétaux et ainsi peuvent être de bons indicateurs de la biomasse végétale disponible dans le milieu (ASF, 1998 ; Tremblay, 2001). Toutefois, les Acrididae ne se sont pas révélés dominants dans les milieux que nous avons étudiés, ce qui pourrait s'expliquer par la technique de piégeage que nous avons utilisée, soit les pièges fosses. Cependant, même avec l'utilisation de filets entomologiques dans une étude parallèle, les Acrididae se sont rarement révélés dominants. En outre, les criquets posaient problème étant donné leur difficulté d'identification (étant décolorés par l'alcool éthylique).

D'un autre côté, bien que présents parmi nos dix familles dominantes (Tableau 1, Chapitre III), les Gryllidae ont révélé avoir une très faible diversité spécifique, *Allonemobius fasciatus* (De Geer) (également abondants dans Choinière (1997)) et *Gryllus pennsylvanicus* (Burmeister) représentant la presque totalité des grillons capturés (Tremblay, 2001). Les premiers seraient susceptibles de poser problème aux agriculteurs, tandis que les derniers ne seraient pas considérés comme de véritables ravageurs (Tremblay, 2001). On ne pouvait donc retenir ces taxons phytophages comme bioindicateurs de l'état des emprises autoroutières, puisqu'ils ne rencontraient pas l'ensemble des critères énumérés plus tôt.

Les Coléoptères Staphylinidae et Carabidae sont quant à eux reconnus dans la littérature comme de bons candidats pour être bioindicateurs de la richesse du peuplement d'invertébrés, puisque ces insectes sont prédateurs, et donc leur propre abondance dépend indubitablement de celle de leurs proies (Burel, 1989 et 1992 ; Mader & Mühlenberg, 1981 et Mader, 1981 *in* Mader, 1984 ; ASF, 1998 ; Atlegrim *et al.*, 1997, Desender, Konjev *et al.*, 1998, Paquin, 1998, Petit, Sandrine *et al.*, 1998 et Peña, 2000 *in* Tremblay, 2001). En effet, au cours des différents stades de succession écologique de la végétation qui se produit à la suite d'une perturbation, le microclimat évolue (Butterfield, 1997 *in* Peña, 2001). Les conditions environnementales changeantes induisent alors une modification continue des assemblages d'insectes prédateurs par la disparition ou l'apparition d'espèces adaptées. Les proies potentielles (Loreau, 1988 et 1984b, Murdoch, 1967 et Dawson, 1965 *in* Peña, 2001), ainsi que le développement larvaire (Butterfield, 1997, Loreau, 1985 et Kirk, 1975 *in* Peña, 2001), seraient également affectés par les transformations des habitats. C'est donc avec raison que l'on pouvait retenir des prédateurs comme bioindicateurs potentiels.

De plus, les Carabidae et Staphylinidae rencontraient les quatrième et cinquième critères déterminant les taxons indicateurs, puisqu'ils étaient facilement capturés et étaient présents en grand nombre dans nos pièges de sol ; on les a effectivement retrouvés parmi les familles dominantes dans tous les milieux étudiés. Toutefois, l'identification à l'espèce des staphylins allait s'avérer problématique. En effet, en raison

de leur petite taille et de leur homogénéité, les Staphylinidae ont peu attiré l'attention des entomologistes et ceux du Québec sont particulièrement mal connus malgré plus de 250 espèces déjà cataloguées (Chagnon & Robert, 1962 *in* Tremblay, 2001)<sup>1</sup>. Bien qu'on connaisse mieux les staphylins au Québec depuis 1962, une étude tchèque intitulée *Staphylinid beetles as bioindicators* propose leur utilisation en tant qu'indicateurs biologiques même s'ils ne sont pas bien connus (Bohac Jeroslov, 1999 *in* Tremblay, 2001). En outre, les clés d'identification des Staphylinidae disponibles auraient demandé l'utilisation d'instruments beaucoup plus puissants qu'une loupe binoculaire, ce dont nous ne pouvions pas disposer dans le temps accordé à cette étude. Les spécimens ont donc été classés selon les morphotypes. Ainsi, l'abondance et la diversité spécifique (en morphotypes) des staphylins étaient intéressantes, ce qui pouvait leur attribuer un rôle utile à titre de bioindicateurs ; cependant, le fait de ne pas connaître, dans un laps de temps plutôt court, les espèces concernées et leur écologie a fait en sorte qu'il aurait été plus difficile de tirer des conclusions sur l'état des emprises autoroutières (Tremblay, 2001). Ne rencontrant donc pas le septième critère des insectes bioindicateurs parmi ceux que nous avons énumérés antérieurement, les Staphylinidae n'ont pu être retenus.

Nous avons ainsi conclu que la famille des Carabidae s'avérait le meilleur taxon à désigner en tant que bioindicateur des emprises autoroutières du sud du Québec. Comme on l'a vu, plusieurs auteurs sur différents continents se sont d'ailleurs entendus pour souligner les capacités d'indicateurs biologiques des carabes. Les carabes sont en effet très sensibles aux variations des conditions environnementales (Lövei et Sunderland, 1996, Butterfield *et al.*, 1995, Pizzolotto, 1994 et Niemelä *et al.*, 1993 *in* Peña, 2001) et sont reconnus depuis les années 1970 pour leur qualité de bioindicateur des habitats (Ings et Hartley, 1999, Fahy et Gormally, 1998, Butterfield *et al.*, 1995, Day *et al.*, 1993, Holmes *et al.*, 1993, Niemelä *et al.*, 1993, Luff *et al.*, 1989 et Refseth, 1980 *in* Peña, 2001). Ces insectes étant sensibles à l'environnement physique, la diversité des espèces et leur écologie est donc susceptible de mettre en évidence un changement dans la structure de la communauté en fonction de la fréquence de tonte (Coulson, 1988 *in* Tremblay, 2001). Au Québec, les carabes ont déjà été retenus dans des études visant à caractériser un milieu (Peña, 2001 ; Peña, 2000 et Paquin, 1998 *in* Tremblay, 2001).

<sup>1</sup> : Il existerait cependant des ouvrages plus récents.

Les espèces de Carabidae ont donc été déterminées selon un guide d'identification des coléoptères du Québec (White, 1983), puis les espèces qui ont pu être identifiées ont été confirmées par comparaison avec des spécimens de la collection de référence Firmin Laliberté de l'Insectarium de Montréal.

Cette famille s'est révélée avoir une diversité spécifique intéressante, soit au moins d'une trentaine d'espèces (Hicks (1970) avait aussi obtenu une trentaine d'espèces dans la région d'Ottawa, mais pour près de six fois plus de spécimens carabiques capturés ! Neuf espèces furent communes aux deux études). Cette diversité serait à peu près la même pour tous les milieux étudiés, mais l'abondance des individus pouvait varier selon ces milieux (Tremblay, 2001). En général, les carabes étaient presque aussi abondants dans le milieu périurbain ( $n = 418$ ) que dans le milieu agricole ( $n = 481$ ), mais étaient moins abondants en milieu forestier ( $n = 201$ ). L'abondance variait aussi dans les milieux selon les espèces. À titre d'exemple, *Pterostichus melanarius* (Illiger) représentait à elle seule 85,0 % des captures carabiques du milieu agricole, tandis qu'elle était représentée à 29,0 % dans le milieu forestier et à 30,0 % dans le milieu périurbain (Hicks (1970) avait aussi constaté que *P. melanarius* était très abondant en milieu agricole, puis Choinière (1997) et Carmona et Landis (1999) avaient aussi retenu *P. melanarius* parmi les Carabidae les plus abondants dans les milieux corridors).

Une deuxième espèce d'importance était *Pterostichus chalcites* (Say), représentée à près de 5,00 % en milieu agricole, mais à 29,0 % en milieu forestier et à 47,0 % dans le milieu périurbain (Tremblay, 2001) (cette espèce était aussi moins abondante en milieu agricole dans l'étude de Hicks (1970)).

*P. chalcites* serait une espèce particulièrement abondante en début de saison et s'attaquerait à plusieurs espèces de ravageurs vivant au sol, comme des vers s'attaquant aux racines de plantes cultivées (University of Wisconsin-Madison, 2001). Cette espèce se rencontre généralement en terrains vagues et sableux (ce qui pourrait expliquer en partie sa plus grande présence à Val-Bélair, où le sol est de géologie différente de Saint-Hyacinthe, au sol argileux ; une autre explication pourrait être l'utilisation de pesticides

dans les champs agricoles adjacents, tôt en saison, qui aurait pu diminuer l'abondance de *P. chalcites*) (Gariépy, 1977 *in* Tremblay, 2001).

Par ailleurs, *P. melanarius* serait une espèce prédatrice abondante tard en saison (Welling, 1990 ; Carmona & Landis, 1999 ; Greenslade, 1965 *in* Tremblay, 2001). En Angleterre, elle est reconnue comme un agent de contrôle important entre autres pour les limaces (Symondson, 1996 *in* Tremblay, 2001) ; d'après d'autres études, elle est un important prédateur de pucerons, notamment ceux qui attaquent les champs de céréales.

Selon la littérature, ces deux espèces se retrouvent dans les milieux ouverts, lieux incultes, fossés, bords de route et champs cultivés. Elles peuvent aussi être communes près des bâtiments, dans les forêts ou leur lisière (Bousquet, 1997 *in* Tremblay, 2001). Il n'est donc pas surprenant de retrouver ces espèces dans les emprises autoroutières.

## **5.6. Commentaires, critiques et justifications par rapport à l'étude**

### **5.6.1. Limites de la méthode de capture par pièges fosses**

Toutes les techniques de capture ou de prélèvement d'insectes dans le milieu naturel comportent une part de sélectivité (Colas, 1962, Southwood, 1966 et 1978, et Martinez, 1983 *in* Andreï-Ruiz, 1998). Les pièges fosses ont pour leur part été largement utilisés dans plusieurs études (*cf.* 2.2.3. *Description du type de pièges utilisé*). Il s'agit d'une méthode de piégeage d'interception qui capture les populations opérationnelles, c'est-à-dire celles qui se sont déplacées pendant une période de temps donnée et qui sont ainsi venues au contact du piège (Roth, 1968 *in* Andreï-Ruiz, 1998).

Ces pièges comportent plusieurs avantages : ils sont peu coûteux et faciles d'installation, ils peuvent capturer un grand nombre d'espèces et d'individus sans agir sur leur comportement et ils capturent de façon continue, donc ne sont pas sujets aux problèmes d'échantillonnage ponctuels dans le temps (Topping & Sunderland, 1992 ; Southwood, 1966 et 1978, et Mora, 1994 *in* Andreï-Ruiz, 1998). Toutefois, malgré leur

utilisation répandue, ils ont été souvent critiqués. Il importe de tenir compte des limites de ce type de piège lors de l'interprétation des résultats.

Les captures d'une espèce ou d'une famille sont déterminées par plusieurs facteurs autres que l'abondance de la population (Luff, 1975 *in* Luff & Eyre, 1988). Ainsi, la capture par pièges fosses n'est pas seulement le reflet de l'abondance des individus, mais également celui de leurs activités. Les variations intraspécifiques entre certaines périodes (ex.: recherche de partenaires sexuels, de sites d'oviposition ou de nourriture, dispersion post-copulatoire des femelles, etc.) ou dans l'activité interspécifique (différence de comportement, d'activité, de réponse à la structure de l'habitat, etc.) peuvent amener des biais dans les résultats (Greenslade, 1964 ; Adis, 1979 ; Tretzel, 1954, Duffey, 1956, Merrett, 1967, Grüm, 1971, Müller, 1984, Den Boer, 1986 et Desender & Alderweireldt, 1990 *in* Topping & Sunderland, 1992 ; Tremblay, 2001). En effet, à l'intérieur d'un même ordre ou d'une même famille, les espèces risquent d'être dénombrées avec une fidélité très inégale selon leur taille, leur mode de vie et leur agilité (Lamotte, 1946 *in* Andreï-Ruiz, 1998). Selon différents ouvrages de la littérature, l'échantillonnage par pièges fosses peut donc ne pas être totalement représentatif de la situation réelle, ce qui de ce fait rendrait l'interprétation plus difficile (Greenslade, 1964 ; Adis, 1979). Selon Greenslade (1964), des insectes possédant de grandes capacités de déplacement tels les carabes sont souvent agrégés dans des aires favorables restreintes ; Welling (1990) vante cependant les habiletés de dispersion de plusieurs espèces de carabes.

Certains auteurs dont Thiele (1977 *in* Carmona & Landis, 1999) recommandent l'utilisation du terme *densité-activité* pour souligner l'influence de l'activité des spécimens sur le taux de capture. Il est vrai que nous aurions pu utiliser ce terme dans l'ensemble de notre étude. Nous avons toutefois préféré utiliser le terme d'*abondance* pour simplifier la lecture.

Par ailleurs, l'arrangement des pièges et la distance entre chaque piège peuvent influencer le nombre de captures (toutefois, nos distances se situaient dans les

intervalles mentionnés dans la littérature ; cf. 2.2.4. *Plan d'échantillonnage*), et l'efficacité des pièges peut différer selon l'habitat étudié (Greenslade, 1964 ; Adis, 1979; Lövei et Sunderland, 1996 et Baars, 1979 *in* Peña, 2001). Par exemple, la végétation plus rase et plus éparse du milieu agricole permettrait des déplacements rapides et nombreux des insectes au sol, ce qui pourrait augmenter les probabilités de capture dans les pièges-fosses (Greenslade, 1964). Cependant, doit-on rappeler ici que toutes les emprises étudiées furent soumises à des fréquences de tontes expérimentales variées visant la complexification de la végétation et que malgré la présence d'un environnement adjacent à structure peu élaborée, les échantillonnages dans le milieu agricole ont eu lieu dans des emprises où la hauteur moyenne de végétation était tout de même considérable, étant donné la présence de phragmite et d'autres espèces végétales à forte croissance (Gérin-Lajoie, 2001). Bien qu'il soit possible que le raisonnement de Greenslade puisse expliquer certaines distributions d'abondance dans notre étude, les captures plus nombreuses de certaines familles dans le milieu agricole seraient réellement le reflet d'une abondance plus importante et non d'une activité facilitée.

D'un autre côté, la litière en milieu forestier servirait de refuge et de source de nourriture pour certaines espèces de carabes (Loreau, 1988 *in* Peña, 2001) et d'autres insectes. La litière d'herbacées séchées ou l'humus forestier seraient favorables à la formation d'interstices et de différences de niveau entre le sol et le piège fosse (Peña, 2001), ce qui aurait pu rendre ce dernier moins efficace pour les insectes marcheurs dans les milieux forestier et périurbain que dans le milieu agricole, au sol plus exposé. Aussi, des insectes fouisseurs se déplaceraient moins à la surface du sol, mais plutôt parmi les interstices de la litière, ce qui leur éviterait d'être piégés dans les milieux plus fermés.

Ceci pourrait être vrai dans le cas des carabes de notre étude ; cependant, il est quelque peu surprenant de constater la présence prédominante de fourmis dans ce même milieu, ces insectes étant reconnus pour avoir des comportements tant fouisseurs qu'épigés. Par ailleurs, les staphylins, insectes surtout marcheurs, ont été capturés en grand nombre dans le milieu forestier. Ces insectes auraient dû, selon les explications de Peña, être peu capturés par nos pièges fosses dans ces milieux plus fermés. Les

inégalités de la litière ne pourraient donc par elles seules expliquer la faible abondance de certaines familles dans les milieux fermés. D'autres caractéristiques propres à ces milieux sembleraient influencer le taux de capture de certains insectes. Il est également possible que les captures effectuées dans ces emprises soient le reflet de l'abondance réelle pour quelques familles. On ne peut malgré tout nier l'influence de l'activité des insectes sur le taux de capture de certaines familles.

Néanmoins, la littérature reconnaît que l'échantillonnage par pièges fosses peut être utile si l'on porte attention aux sources d'erreurs éventuelles (Southwood, 1978 *in* Topping & Sunderland, 1992). Elle reconnaît aussi qu'il permet d'obtenir des informations sur la composition en espèces (ou autres taxa) et la densité spécifique d'une communauté (Fichter, 1941 ; Greenslade, 1964 ; Adis, 1979 ; Luff & Eyre, 1988 ; Topping & Sunderland, 1992 ; Peña, 2001). Il est ainsi possible de regrouper des sites d'échantillonnage entre eux et de catégoriser l'habitat de différentes espèces à partir des captures réalisées (Peña, 2001). De plus, Adis souligne que la comparaison entre des communautés d'un même site entre plusieurs années est possible, mais il est essentiel que le type de pièges et leur arrangement soient identiques d'une année à l'autre, ce que nous avons fait en réutilisant pratiquement toujours les mêmes pièges et emplacements. Nous pouvions ainsi comparer nos données d'une année à l'autre. Cependant, la comparaison entre différents habitats et plusieurs années devrait se faire avec une plus grande précaution.

D'un autre côté, Carmona et Landis (1999) et Topping et Sunderland (1992) citent certains auteurs qui affirment que les captures peuvent être représentatives de l'abondance relative réelle si sommées au cours d'une saison, ce que nous avons fait pour déterminer la dominance selon les années pour les différents milieux et traitements. Luff et Eyre (1988) recommandaient aussi de considérer le total de la saison de chaque site, afin de compenser pour la variabilité inter-sites.

Adis (1979) recommande également l'utilisation de diverses méthodes d'échantillonnage pour caractériser l'entomofaune de l'ensemble d'une communauté, ce



qui fut fait parallèlement à notre étude, et il en a résulté que la majorité des familles d'insectes dominantes capturées par divers types de pièges se sont révélées être les mêmes que celles capturées uniquement par nos pièges de sol (Bourassa & Champagne, 2002*b*). Ceci pourrait toutefois être expliqué par les différents efforts de capture déployés selon les types de pièges. Par ailleurs, le but de notre étude était de caractériser seulement l'entomofaune *au sol* des emprises autoroutières et, à notre avis, les pièges fosses s'avéraient être le meilleur moyen d'échantillonnage pour des organismes vivant au niveau du sol. D'autres méthodes pour évaluer l'abondance des insectes au sol ont été énumérées dans la littérature (dénombrement direct sur le terrain, comptage par quadrats), mais n'ont pas été recommandées à cause du temps et des efforts qu'ils requièrent, par leur faible surface échantillonnée ou parce qu'ils risquent de détruire excessivement les sites étudiés (Fichter, 1941 ; Greenslade, 1964).

De plus, nombre de pièges fosses critiqués par le passé dans la littérature étaient des pièges *à sec* (pour capture-recapture ou non), à ouverture *non réduite* ou *sans couvercle* (Greenslade, 1964; Mader, 1984 ; Welling, 1990 et autres), desquels les organismes très habiles (sauteurs, griffés ou ailés, par exemple) pouvaient s'échapper, parfois aidés par l'eau de pluie accumulée. En outre, les espèces prédatrices pouvaient abîmer les autres spécimens capturés (Fichter, 1941). Nous avons utilisé une solution aqueuse, un entonnoir et un couvercle pour éviter ou du moins limiter ces problèmes. La forme générale et la couleur des pièges fosses varient aussi d'une étude à l'autre (forme circulaire de divers diamètres et profondeurs, ou forme de gouttière plus ou moins allongée (ce qui peut influencer le nombre de captures), couleur attractive, etc.), ce qui rend difficile la critique. Il est en effet connu que la variation, même minime, des valeurs de divers paramètres du signal visuel (réflectance) est à même de modifier fondamentalement la réponse de nombreuses espèces à la présentation de substrats colorés (par exemple, de couleur jaune) (Andreï-Ruiz, 1998). Cependant, les pièges Multipher® que nous avons utilisés ne semblaient pas avoir un tel pouvoir attractif étant donné leurs couleurs (*cf.* 2.2.3. *Description du type de pièges utilisé*).

Nous avons ainsi retenu les pièges fosses Multipher® comme étant le meilleur moyen de capture d'insectes de surface mis à notre disposition. Ces pièges avaient aussi été retenus par Peña en 2001 comme étant le meilleur moyen pour étudier les Carabidae.

### **5.6.2. Échantillonnage et réplication**

L'approche statistique appliquée nous est parue appropriée suite au fait qu'il fallait évaluer l'impact de diverses fréquences de fauches sur un seul réplicat de chaque type de milieu. Par ailleurs, nos pièges n'étaient pas disposés de façon aléatoire (pourtant Adis (1979) et d'autres ouvrages de la littérature recommandent la disposition des pièges en ligne, comme nous l'avions appliqué), et ces échantillons étaient en fait considérés statistiquement parlant comme des pseudoréplicats à l'intérieur d'un même traitement, pour lesquels on ne pouvait donc légitimement faire de moyennes (comm. pers. Marco Rodriguez, UQTR).

Nos conclusions nous apparaissent représentatives de l'entomofaune au sol des emprises autoroutières, mais elles le sont seulement pour nos trois milieux étudiés (Saint-Hyacinthe, Donnacona et Val-Bélair). Nous croyons néanmoins avoir obtenu une bonne estimation de ce que serait l'entomofaune au sol d'emprises autoroutières situées ailleurs au Québec. Il est toutefois certain qu'un échantillonnage avec réplicats dispersés dans le sud de la province aurait pu permettre de récolter des familles additionnelles et aurait sans doute mieux caractérisé l'entomofaune au sol des emprises autoroutières du sud de la province en général.

Soulignons d'autre part que dans l'étude de l'entomofaune des dépendances vertes des autoroutes du sud de la France, seulement trois secteurs contrastant entre eux au niveau du paysage environnant ont été étudiés. Ainsi que le soulignait l'ASF (1998), le réseau d'autoroutes du sud de la France traverse une grande variété de milieux, et il n'était pas envisageable de tous les appréhender en détail dans une seule et même étude. Il en est de même pour le réseau autoroutier du sud du Québec.

Enfin, la littérature souligne les difficultés inhérentes aux études portant sur les insectes et les invertébrés en général. En effet, ces organismes seraient difficilement échantillonnés d'une manière qui serait comparable entre des stations d'échantillonnage d'un même site, ainsi qu'entre sites différents (Gullan & Cranston, 1994). Leur abondance et leur diversité fluctueraient dans une échelle de temps relativement courte en réponse à des facteurs souvent peu connus et compris.

En contraste, la végétation montre souvent moins de variations temporelles, tandis que les connaissances des variations saisonnières des mammifères et des oiseaux facilitent souvent les comparaisons et les interprétations chez les animaux vertébrés (Gullan & Cranston, 1994). Nous avons néanmoins acquis de précieuses connaissances sur l'entomofaune des emprises autoroutières de milieux différents.

### **5.6.3. Indices de diversité**

Au début de notre étude, nous avons prévu établir la diversité des insectes de chaque milieu et sous chaque traitement expérimental à l'aide de divers indices (Shannon – Wiener/Weaver, Simpson, Brillouin, Sorenson, Pielou, Meinhinick, Margaleff, etc.). Toutefois, l'idée d'évaluer la biodiversité à l'aide d'indices a été abandonnée suite à des recherches infructueuses dans la littérature visant à trouver un indice adéquat pour notre étude. Par ailleurs, certains auteurs recommandent de ne pas utiliser de tels indices.

Il semblerait en effet que l'utilisation d'indices de biodiversité ne serait pas le meilleur moyen de quantifier la diversité. La plupart des indices proposés échouent ou sont fortement critiqués par de nombreux chercheurs (Margalef, 1994).

Il appert que les indices numériques exprimant la diversité des écosystèmes adaptés à des fins comparatives ne peuvent généralement pas être traités comme des mesures statistiques auxquelles les variances stables peuvent être associées correctement

(Margalef, 1994). Il est effectivement difficile d'évaluer la diversité d'un écosystème à l'aide d'un indice mathématique, puisque cette diversité serait plutôt une mesure de l'information constamment générée et réajustée à travers des processus écologiques dynamiques. L'acquisition continue d'informations actuelles ou éventuelles changera les probabilités pouvant possiblement déstabiliser les variances associées à l'estimation des différentes populations.

Par ailleurs, Pielou en 1975 a affirmé que les index de diversité d'une communauté sont seulement une simple statistique descriptive, une des nombreuses autres nécessaires pour résumer les caractéristiques de la communauté et qu'ils ne fournissent pas en soi beaucoup d'informations (Noss, 1990). Les communautés ne sont pas des supra-organismes, de sorte qu'il est difficile de rattacher quelque signification biologique que ce soit à un index de diversité (Moriarty, 1999).

Green (1979), Noss et Harris (1986 *in* Noss, 1990), Noss (1990) et d'autres auteurs ont d'autre part mentionné que la notion de diversité demeure un concept vague et imprécis et que les indices de diversité ou les indices de qualité d'habitat, reposant parfois sur un développement plutôt subjectif, seraient trop souvent utilisés à mauvais escient, ne donnant pas de réponses exactes aux questions que l'on se pose vraiment. Même si une certaine tendance à travers les chercheurs les poussaient à quantifier la diversité d'un écosystème, cette diversité ne serait pas le reflet d'une qualité environnementale contrairement à la croyance populaire (Marineau, 2000). Selon Green (1979), les indices de diversité ne seraient pas des indicateurs robustes puisqu'ils dépendent de plusieurs facteurs autres que la qualité de l'environnement (facteurs trophiques, saisonniers, latitude et espace dans l'environnement naturel). De plus, les estimations que fournissent les indices de diversité ne sont pas indépendantes de la taille des échantillons (Green, 1979 ; Noss, 1990).

Noss (1990) rapporte que le nombre d'indices et d'interprétations ont proliféré au point où la diversité des espèces allait dangereusement devenir un *non-concept* (Hurlbert, 1971 *in* Noss, 1990). Quand un indice est utilisé, une grande quantité

d'informations est perdue (comme l'identité des espèces ou familles), car on ramène l'ensemble des données à une seule valeur (Noss, 1990 ; Moriarty, 1999). En effet, un des aspects importants à ne pas négliger lorsque l'on parle de biodiversité, c'est le principe que toutes les espèces (ou familles, dans notre cas) ne partagent pas les mêmes caractéristiques. Les espèces (familles) varient en taille, en forme, en abondance, dans leur distribution, dans leurs fonctions écologiques, dans leur position trophique, dans leurs habitudes alimentaires et leur désirabilité (par l'humain). Dès lors, des indices de diversité qui assument que toutes les espèces (familles) sont d'égale importance s'avèrent de peu d'utilité pour étudier adéquatement la biodiversité (Moriarty, 1999 ; Savard, 1994 *in* Savard, Clergeau & Mennechez, 2000).

Les indices devraient être restreints à des groupes d'espèces comparables (ce qui n'est pas le cas de nos familles dans cette étude), sinon les différences entre les divers groupes vont s'annuler entre elles, la diversité d'un groupe pouvant diminuer alors que celle d'un autre pourrait augmenter ; ainsi, la diversité ne serait pas affectée (selon les indices) si une espèce en remplace une autre (Moriarty, 1999). D'autre part, des espèces apparentées peuvent réagir très différemment aux changements environnementaux (Resh & Unzicker, 1975 *in* Moriarty, 1999) et ainsi, l'identification des spécimens aux niveaux taxonomiques du genre ou de la famille peut *invalidier l'utilisation d'indices de diversité* (Wu, 1982 *in* Moriarty, 1999).

Enfin, selon Noss (1990), les changements qualitatifs dans la structure d'une communauté sont souvent de meilleurs indicateurs (que des critères quantitatifs) d'une perturbation écologique. Puis, selon Morris (1971), comme les relations entre le nombre d'individus (N), le nombre d'espèces (ou familles) (S) et la diversité (D) ne sont pas tout à fait simples, dans certains cas une *mesure directe du nombre d'espèces S (familles)* présentes dans un milieu particulier est un *index* beaucoup plus appréciable de son intérêt biologique.

Les indices ne feraient donc pas l'unanimité dans la communauté scientifique. Le *biomonitoring* ou suivi biologique commencerait tout juste à se libérer des griffes des

indices de diversité (Cairns & Pratt, 1993). Pour l'ensemble de ces raisons, nous avons donc décidé de ne pas utiliser les indices pour évaluer la diversité de nos sites d'étude.

#### **5.6.4. Comparaison avec d'autres études**

Les recherches portant spécifiquement sur les insectes des bords de routes et d'autoroutes (ou du moins sur les milieux linéaires) sont rares. En outre, celles qui parmi elles font la liste de leurs taxons dominants sont rarissimes. Quelques ouvrages portant sur des milieux linéaires ou sur des sites de paysages différents ont néanmoins été retracés et retenus pour fins de comparaison avec nos résultats. Cependant, il est difficile d'établir des concordances avec ces travaux. En effet, chaque chercheur ou équipe de chercheurs poursuit ses propres objectifs et utilise une méthodologie spécifique dans son étude. Il s'ensuit alors que les différents inventaires effectués ne présentent pas toujours les mêmes attributs d'une étude à l'autre. Ainsi, lorsqu'on veut utiliser les données récoltées par d'autres chercheurs, il peut arriver que certaines informations soient manquantes ou que les informations n'aient pas été récoltées d'une manière compatible avec l'utilisation qu'on veut en faire. C'est ce qui s'est présenté au cours de notre étude sur l'entomofaune des emprises autoroutières.

Il n'existe pas, à notre connaissance, d'autres recherches sur des milieux linéaires ou corridors faites selon le modèle que nous avons utilisé ; il est donc difficile de faire des comparaisons. Nous avons tout de même relevé les analogies et les différences présentes entre notre étude et les recherches qui ont été retenues.

#### **5.6.5. Lien entre diversité végétale et diversité entomologique**

Gullan et Cranston (1994) soulignent que les recherches sont ambivalentes quant aux corrélations existant entre la diversité spécifique de la végétation et celle d'insectes échantillonnés au sol. La documentation du biota de la Grande-Bretagne montrerait des évidences du fait que la diversité végétale ne prédirait pas la diversité en insectes

capturés au sol. Cependant, une étude dans des milieux plus naturels ayant subi peu d'impacts d'origine humaine, en Norvège australe, montrerait des relations congruentes entre la richesse de la faune carabique et la richesse végétale, tout comme entre la richesse de la végétation et celle des oiseaux (Gullan & Cranston, 1994).

## CHAPITRE VI

### CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude constitue une première au Québec, puisque l'entomofaune des corridors autoroutiers n'avait jamais été inventoriée jusqu'à maintenant. Nous avons ainsi fait ressortir la valeur entomologique des emprises autoroutières et croyons avoir ajouté à la connaissance des taxa dominants des insectes vivant au sol des emprises. Parallèlement, une banque de données sur les insectes vivant à d'autres niveaux que le sol (sur la végétation, en vol, dans les fossés) avait également été constituée pour les mêmes milieux (données disponibles auprès du MTQ). Ces matrices de données vont permettre la comparaison éventuelle avec des données ultérieures pour les emprises, ou alors la comparaison avec d'autres populations d'insectes de milieux linéaires.

#### 6.1. Synthèse des observations et conclusions selon les objectifs spécifiques

Suite à l'analyse de nos données et selon les objectifs spécifiques retenus dans cette étude (*cf. 1.3. Objectifs*), les constatations et conclusions suivantes ont été observées et élaborées :

- le nombre considérable de spécimens et de familles d'insectes inventoriés au cours de l'étude révèle une diversité non négligeable des emprises autoroutières du sud du Québec ;
- l'existence d'un lien entre la densité de végétation et la distribution des familles d'insectes au sol a été démontrée au niveau des milieux dans l'analyse multivariée ; cependant, la comparaison de moyennes n'avait montré aucune différence significative dans l'abondance ou la diversité des insectes au sol. Une étude plus longue aurait possiblement permis de mettre en évidence de telles différences entre les paysages concernés ;



- l'influence de la fréquence de tonte sur la distribution des familles d'insectes au sol a été montrée dans l'analyse multivariée ; certaines familles étaient favorisées par une tonte fréquente, d'autres par un niveau moindre de perturbation. Cet effet était néanmoins très peu prononcé. De plus, la comparaison de moyennes n'avait montré aucune différence significative dans l'abondance ou la diversité des insectes au sol. La corrélation entre le régime de fauche et les insectes demande encore à être expliquée. Une plus longue période d'étude pourrait permettre de trouver une tendance plus claire dans l'influence du régime de fauche sur la composition en insectes ;
- des caractéristiques particulières de certains habitats à l'échelle microspatiale influenceraient l'abondance, la diversité et la distribution des insectes au sol des emprises autoroutières (en considérant le gradient de distance par rapport à la chaussée) ;
- douze familles au total se sont révélées dominantes, mais dix d'entre elles représentaient la plus grande part des captures ;
- le statut écologique de ces principales familles d'insectes s'est avéré globalement positif à l'agriculture et à d'autres activités humaines, les impacts négatifs de quelques-unes de ces familles semblant plutôt minces, compte tenu de leur faible abondance relative et de la présence de très nombreuses familles d'insectes aux fonctions prédatrices ou parasitaires dans les emprises autoroutières ;
- les Coléoptères Carabidae se sont avérés être les candidats les plus propices pour l'utilisation ultérieure de bioindicateurs servant à évaluer l'état écologique des emprises autoroutières dans le sud du Québec.

## 6.2. Projet du MTQ

Il est difficile de suggérer des principes d'aménagements généralisables pour tous les types d'emprises autoroutières du sud du Québec. Néanmoins, à la lumière des résultats que nous avons obtenus pour les sites étudiés, il appert que le projet de gestion extensive de la végétation des emprises autoroutières du sud du Québec a été validé et qu'il mérite d'être appliqué à plus grande échelle. En effet, puisque la diminution de la fréquence de fauche dans ce projet pilote n'a pas entraîné une surpopulation d'insectes potentiellement nuisibles et compte tenu des avantages que la gestion extensive peut procurer à plusieurs niveaux (sécurité routière, contrôle de l'herbe à poux, connexion d'habitats isolés, biodiversité favorisée, économies engendrées), ce projet pourrait être étendu à d'autres sites en province. Plusieurs régions (notamment la Mauricie, Québec et l'Outaouais) ont d'ailleurs tenté l'expérience, et jusqu'à maintenant l'essai semble concluant, plusieurs riverains et usagers des corridors autoroutiers ayant manifesté leur intérêt et leur appui au projet.

Toutefois, les conditions de vie pour la faune dans des emprises moins perturbées vont se modifier au fil du temps (Ramade, 1994 ; ASF, 1998). En effet, il apparaît que l'un des facteurs essentiels qui conditionne l'importance de la diversité des écosystèmes tient en l'hétérogénéité du milieu. Les environnements stables (les moins perturbés, c'est-à-dire laissés à leur évolution naturelle) vont présenter avec le temps une diversité moindre que ceux qui bénéficient également d'une relative stabilité, mais où les perturbations (dans le cas qui nous intéresse, la tonte) se produisent à une échelle et à une fréquence suffisantes pour introduire une hétérogénéité significative (tout au plus quelques années) (Ramade, 1994). Cette situation pourrait s'expliquer par le fait que lorsque le milieu est régulièrement perturbé (dans ce cas-ci, par la fauche), les tentatives de colonisation et d'installation d'espèces de diverses familles d'insectes sont très manifestes et la coexistence y est possible ; cependant, si un équilibre s'installe dans les hauteurs de la végétation, les espèces colonisatrices peu exigeantes (généralistes) vont laisser la place à d'autres plus compétitives ou plus adaptées à ce type de couvert

(spécifiques), souvent de faible abondance (Miller, 1982 ; Parish, Turkington & Klein, 1990; ASF, 1998).

Dans cette optique, un entretien des emprises devra sans doute être maintenu à une fréquence minimale, non seulement pour le contrôle des essences ligneuses, mais aussi pour le maintien de conditions favorables à la faune (Way, 1976 ; Nilson, 1977 ; ASF, 1998). La fréquence de tonte minimale risque de devoir varier d'un endroit à un autre, puisqu'il faut adapter au mieux la gestion des emprises aux espèces végétales et animales qui s'y retrouvent, d'après les caractéristiques du milieu autoroutier et de son environnement (richesse spécifique, présence d'espèces ligneuses sur les talus, etc.) (SETRA & DNP, 1994). La fréquence de fauche minimale pourra, par exemple, être aux trois à quatre ans en milieu agricole et aux cinq à six ans en milieu forestier. Aussi, il se peut qu'il soit impossible d'appliquer la gestion extensive dans certaines zones ; la tonte fréquente limitée dans ces régions ainsi que dans la zone de sécurité le long de toutes les emprises permettra de favoriser des espèces de milieux ouverts qui ne peuvent habiter les zones de gestion extensive, ce qui pourrait quelque peu augmenter la diversité générale des emprises (Munguira & Thomas, 1992). L'ASF (1998) soulignait d'ailleurs que le recours, au sein des emprises, à deux modes de gestion (soit intensif avec la bande de sécurité fauchée, et extensif avec la bande de végétation non fauchée) entraînerait une diversité de milieux et donc d'espèces. En effet, les diverses combinaisons possibles dans l'agencement des strates végétales et la diversité des espèces végétales présentes créeraient une mosaïque d'habitats variés.

Lorsqu'un fauchage devra être effectué, après quelques années, nous suggérons qu'il soit fait le plus tard possible en automne, après les périodes de floraison et de fructification de la majeure partie de la flore, ou alors très tôt au printemps, ce qui assurera une meilleure régénération de la végétation et fournira une alimentation plus adéquate et un meilleur couvert à la faune des emprises, permettant ainsi l'accomplissement des cycles vitaux, notamment chez les invertébrés dont les insectes (Legrand, 1998 *in* Marineau, 1999 et 2000 ; Bourassa & Champagne, 2002a).

Il est évident cependant que des suivis seraient appropriés dans le cas des végétaux et des insectes, puisque ceux-ci seront les premiers à réagir à des modifications du régime de tonte, parfois à l'intérieur de seulement quelques mois (Parish, Turkington & Klein, 1990). Cependant, le caractère cyclique de l'apparition des individus d'une espèce (ex. : relations prédateurs-proies) fait en sorte qu'il est difficile de prédire l'évolution d'une communauté sur une échelle de seulement trois ans comme ce fut le cas dans cette étude. La compréhension de l'évolution de la structure des communautés d'insectes des emprises autoroutières ne peut se faire que sur une échelle de temps beaucoup plus longue. Des suivis à moyen (par exemple, aux 5 ans) et à long terme (aux 10 ans) à l'aide de bioindicateurs tels les carabes (Tremblay, 2001) permettraient de s'assurer qu'aucun problème de force majeure (telle une surpopulation d'insectes pestes) ne vienne perturber l'état des milieux adjacents ou encore les activités anthropiques. Engager un suivi quinquennal relatif à la végétation ainsi qu'aux divers groupes animaux pouvant se retrouver dans les emprises autoroutières (oiseaux, reptiles et amphibiens, micromammifères, insectes) permettrait par ailleurs l'acquisition et la rétention de connaissances scientifiques en matière de biodiversité (Bourassa & Champagne, 2002a). De même, il serait opportun de transmettre, par le biais de brochures, de dépliants ou d'autres médias, les grandes lignes des résultats ainsi que les observations et conclusions tirées de l'étude aux agriculteurs riverains, afin de les sensibiliser aux rôles écologiques des emprises autoroutières et de les rassurer face aux éventuels ravageurs de cultures, advenant l'application du nouveau mode de gestion dans leur région.

### 6.3. Perspectives

Meunier *et al.* (1999) ont souligné que la composition biologique et le fonctionnement écologique des espaces verts qui bordent les chaussées sont très mal connus, de même que leurs relations avec les habitats environnants. La compréhension de l'importance des emprises pour la faune vertébrée s'est accentuée, particulièrement depuis les dernières années, mais la faune invertébrée des emprises reste encore peu documentée. L'entomofaune des emprises routières et autoroutières gagne pourtant à être caractérisée, étudiée et suivie car elle devrait tenir un rôle clé dans les chaînes

trophiques et pourrait jouer un rôle important dans le maintien de la santé végétale, animale et humaine par la prédation des pestes et la protection des habitats (Guilbot, 1999). Les insectes peuvent aussi être utiles dans la pollinisation de certaines espèces végétales (Guilbot, 1999) et comme indicateurs de la qualité de l'environnement (ASF, 1998). La connaissance des communautés et de l'écologie des insectes des emprises est donc essentielle à la gestion efficace et optimale de la végétation des corridors autoroutiers de même que pour la protection des environnements adjacents. Des informations complémentaires sur l'abondance, la diversité et la distribution des insectes pourraient ultérieurement favoriser la compréhension de l'utilisation des emprises autoroutières par des espèces insectivores et les prédateurs de ceux-ci, de même que par des espèces végétales pollinisées par les insectes. Une comparaison avec des résultats obtenus dans les milieux adjacents aux corridors autoroutiers serait aussi une démarche intéressante à effectuer pour vérifier si la richesse et la diversité diffèrent de façon significative avec celles des emprises (ASF, 1998).

Par ailleurs, plusieurs spécimens récoltés au cours des trois années de cette étude n'ont pu être identifiés, soit à cause de leur taille minime, qui aurait exigé l'utilisation d'instruments plus puissants qu'une simple loupe binoculaire pour permettre d'observer leurs structures anatomiques (par exemple, de minuscules Coléoptères) et beaucoup de temps, soit à cause de la non disponibilité immédiate de clés d'identification pour ces organismes (par exemple, pour les larves vermiformes de certains Diptères), soit parce que ces spécimens ne correspondaient à aucune des descriptions de familles énumérées dans les clés disponibles. Parmi ces derniers figuraient quelques Hyménoptères parasitoïdes, que l'on a soupçonné appartenir à la famille des Pteromalidae. Ces spécimens étaient toutefois peu abondants et n'auraient pu figurer comme famille dominante dans nos analyses. Toutefois, il pourrait être intéressant d'identifier au niveau spécifique ces organismes ayant des possibilités de contrôle biologique, afin de mieux décrire leur biologie. Il en va de même pour les spécimens de familles identifiées ayant des intérêts anthropiques (insectes ravageurs potentiels pour les cultures ou la foresterie, comportement de prédateur, de parasite ou de parasitoïde, etc.). Il serait intéressant que ces insectes soient identifiés à un niveau

plus précis que celui de la famille, comme au genre ou à l'espèce, ce qui permettrait de mieux connaître leur écologie. Des espèces rares, nouvelles ou peu connues auraient également pu être trouvées parmi ces spécimens.

Enfin, une étude parallèle à celle touchant l'inventaire des insectes au sol a permis de prendre connaissance d'autres groupes d'insectes véhiculés particulièrement par le vent. Ainsi, sur des collants disposés en bordure de la rive des tronçons autoroutiers, le relevé global de milliers d'individus révèle la présence de centaines d'espèces aux fonctions parasitaires (notamment des familles de Diptères et d'Hyménoptères). Une étude exhaustive de ces groupes pourrait mettre en évidence beaucoup d'espèces agissant comme agents naturels de contrôle de diverses populations d'autres insectes, tant dans les emprises que dans les milieux agricoles ou forestiers voisins (Bourassa & Champagne, 2002*b*). Des étudiants au baccalauréat en Biologie à l'UQTR ont d'ailleurs entrepris leur projet de fin d'études sur certains de ces groupes.

En outre, dans la présente étude, d'autres facteurs intrinsèques aux milieux étudiés, tels la température, la composition du sol, les turbulences, l'humidité, la composition floristique, l'utilisation de produits chimiques (pesticides) dans les milieux adjacents, l'avancement de la saison, la pente du terrain, l'intensité du trafic (bien que ce dernier n'ait pas d'effet significatif sur l'abondance des insectes selon Munguira et Thomas (1992)) ou la largeur de l'emprise auraient aussi pu être considérés dans les analyses multivariées, afin de vérifier leur effet sur la dynamique des populations d'insectes au sol des emprises autoroutières. Cependant, pour diverses raisons dont celle du temps nécessaire, nous nous sommes limités à quelques variables explicatives. Il pourrait être intéressant que ces facteurs soient considérés dans un proche avenir en complément à cette étude, ou qu'ils soient considérés dans l'étude comparative d'autres emprises autoroutières ailleurs au Québec (de même paysages ou de paysages différents de ceux étudiés ici).

D'autre part, dans l'étude globale du MTQ visant à caractériser l'entomofaune des emprises autoroutières avec plusieurs types de piégeage (pièges de sol, filets et

troubleaux), ce ne sont pas que des insectes qui furent récoltés. En effet, mis à part les insectes, les autres organismes représentaient un peu plus du quart des 61 234 captures (cloportes, araignées, opilions, acariens, centipèdes et millipèdes, mollusques, nématodes, annélides, gastéropodes, ainsi que des amphibiens, des poissons, des crustacés aquatiques et des mammifères). Il aurait peut-être été intéressant d'étudier les arachnides (araignées, opilions et acariens) qui furent capturés en grand nombre. En effet, les arthropodes en général sont reconnus dans la littérature comme de bons indicateurs de la qualité de l'environnement (Danks, 1992 ; Adams, 1994 ; Zapparoli, 1997 ; ASF, 1998 ; Guilbot, 1999 et autres). Asselin et Baudry (1989) ont mis en évidence que les arthropodes telles les araignées, tout comme les insectes, réagissaient très rapidement aux changements de structures de la végétation. La caractérisation de la population aranéide des emprises autoroutières aurait peut-être permis de déterminer comment réagissent ces organismes vis-à-vis les changements de la fréquence de tonte de la végétation.

La combinaison des résultats de ces autres techniques de piégeage avec ceux de la présente étude permettrait de déterminer plus précisément la diversité spécifique des emprises. En outre, les données recueillies de 1998 à 2001 pourront être comparées avec les données des années subséquentes d'application de la gestion extensive des emprises autoroutières du Québec, ce qui pourrait permettre entre autres de vérifier à plus long terme si la diminution de la fréquence de fauche a une influence sur la diversité et l'abondance des insectes.

D'autres études comportant des inventaires entomologiques (avec une identification à l'espèce, dans la mesure du possible) avec plusieurs types de pièges (pièges fosses, filets, collants, etc.) doivent être réalisées dans le futur afin d'enrichir les données entomologiques des milieux linéaires semi-naturels (emprises autoroutières d'autres régions, abords de routes primaires et secondaires, emprises de transport d'énergie, emprises ferroviaires, bandes riveraines, etc.) et de promouvoir leurs raisons d'être tant dans l'économie que dans l'écologie de toutes les régions de la province. La réalisation de tels inventaires est en effet importante, puisque ces derniers fournissent

des données taxonomiques et écologiques indispensables dans le but ultérieur de prendre des décisions réfléchies pour la protection des habitats et l'utilisation durable de la biodiversité (McAllister, 1994).

#### **6.4. Reconnaissance des abords d'autoroutes comme milieu de vie**

Le Québec est devenu en 1996 la première province canadienne à adopter un plan d'action gouvernemental sur la diversité biologique et par son projet ministériel de gestion extensive des emprises autoroutières, il devient la deuxième province canadienne après l'Ontario à innover et à considérer l'importance de la faune et de la flore des abords d'autoroutes, qui couvrent tout de même, dans le sud du Québec, l'équivalent de 63 000 terrains de soccer, soit près de 27 500 hectares. Cette superficie n'est pas négligeable et il est important de considérer ces zones de végétation comme de véritables écosystèmes à part entière qu'il faut gérer dans l'esprit de développement durable, en intégrant tout à la fois les aspects de sécurité et de pérennité des infrastructures, les aspects paysagers, les aspects économiques et enfin, les aspects écologiques.

Ainsi que le soulignaient Mader (1977) puis Froment et Joye (1986) : *"les surfaces des bords de routes constituent une importante contribution pour nos ressources naturelles nationales et représentent un vaste potentiel écologique pour l'avenir, pour autant qu'une gestion de conservation appropriée permette à celui-ci de s'exprimer"*.

Cette étude a permis de constater que les emprises autoroutières constituent des écosystèmes ou des parties d'écosystèmes à part entière à l'instar de tout autre milieu. Il faudrait donc sensibiliser la population à l'effet que les emprises autoroutières ne constituent pas que des *no man's lands*, mais bien des milieux semi-naturels ayant un rôle dans l'écologie de chaque région.



## RÉFÉRENCES

Adams, L. W. & A. D. Geis. *Effects of Roads on Small Mammals*. Journal of Applied Ecology, 20, 1983 : 403-415.

Adams, L. W. 1994. *Urban Wildlife Habitats : A Landscape Perspective*. University of Minnesota Press, London.

Adis. J. *Problems of Interpreting Arthropod Sampling with Pitfall Traps*. Zoologischer Anzeiger, 202 (3-4), 1979 : 177-184.

Afifi, A. A. & V. Clark. 1996. *Computer-aided Multivariate Analysis, Third Edition*. Chapman & Hall, New York : 455 pp.

Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de Recherches de l'Est sur les Céréales et les Oléagineux (CRECO). 2001. Consultée le 27/06/2002. *Pédo-paysages du Canada (PPC) : Cartographie des composantes pédo-paysages du Canada v2.2*.  
<http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/slc/webmap.html>

Andreï-Ruiz, M.-C. 1998. *Stratification verticale et diversité des peuplements d'insectes des végétations sclérophylles méditerranéennes ; Réserve de la biosphère du Fangu (Haute-Corse)*. Thèse de Doctorat, Université de Corse : 264 pp.

Andrews, A. *Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors : A review*. Australian Zoologist, 26 (3 & 4), 1990 : 130-141.

Anonyme. 1999a. Consultée le 28/01/1999. *Cahier 9 : Les transports, les infrastructures et l'environnement. Actions et instruments à mettre en œuvre*.  
[http://envagri.wallonie.be/Pedd/C0e\\_9i.htm](http://envagri.wallonie.be/Pedd/C0e_9i.htm)

Anonyme. 1999b. Consultée le 03/02/1999. *Profil environnemental du Québec : Les milieux urbains et le transport*. [http://ecoroute.uqcn.qc.ca/srch/envir/profil/11\\_2.htm](http://ecoroute.uqcn.qc.ca/srch/envir/profil/11_2.htm)

Anonyme. 1999c. *Ces animaux qui préfèrent l'autoroute*. Échangeur Sud, (162), 1999 : 10-12.

Anonyme. 2001a. Consultée le 07/20/2001. *How to Enhance Roadsides, Save Money, and Reduce Spraying*. Site créé pour le Yolo County Resource Conservation District. [http://www.yolorcd.ca.gov/roadsides/planting/roadveg\\_ss.html](http://www.yolorcd.ca.gov/roadsides/planting/roadveg_ss.html)

Anonyme. 2001b. Consultée le 09/09/2001. *Encyclopédie. L'histoire des techniques : les transports*. [http://fr.encyclopedia.yahoo.com/articles/kh/kh\\_870\\_p3.html](http://fr.encyclopedia.yahoo.com/articles/kh/kh_870_p3.html)

Asselin, A. & J. Baudry. *Les aranéides dans un espace agricole en mutation*. Acta Oecologica, Oecol. Applic., 10 (2), 1989 : 143-156.

Autoroutes du Sud de la France (ASF). 1998. *Nature, paysage et autoroutes : la vie cachée des dépendances vertes*. Paris, France : 43 pp.

Autoroutes du Sud de la France (ASF) & Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). 1999?. *Ecology of the Motorway Borders : Results of 30 years of Extensive Planning and Management*.

Baille, M. & N. Champagne. 1998. *Bilan écologique et économique d'insectes causant préjudice aux activités et à la santé humaine : les pucerons*. Travail de synthèse et communication. Trois-Rivières : 15 pp.

Baschak, L. A. & R. D. Brown. *An ecological framework for the planning, design and management of urban river greenways*. Landscape and Urban Planning, 33, 1995 : 211-225.

Baur, A. & B. Baur. *Are roads barriers to dispersal in the land snail Arianta arbustorum?* Canadian Journal of Zoology, 68 (3), 1990 : 411-417.

Bédard, Y. & D. Trottier. 1999a. *L'utilisation et la gestion des végétaux dans les emprises autoroutières au Québec : "une nouvelle approche"*. Société de l'arbre du Québec. 1999. *L'arbre : de la rue à l'autoroute*. Colloque sur l'utilisation de l'arbre en bordure des voies de circulation – recueil des conférences (25-26 février 1999, Hôtel Loews Le Concorde, Québec, Canada) : 9-26.

Bédard, Y. & D. Trottier. 1999b. *Projet de recherche : Gestion du patrimoine vert des corridors autoroutiers : une nouvelle approche intégrée à la Direction de Québec*. Innovation Transport, Juin 1999 : 3-4.

Bekker, G. J. 1997. *Fragmentation and Road-Infrastructure in the Netherlands : From History to Future*. Sixth International Symposium, Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 359-365.

Bennett, J. M. 1936. *Roadsides : The Front Yard of the Nation*. The Stratford Company Publishers, Boston, Massachusetts : 231 pp.

Bennett, A. F. *Restoring Connectivity to Fragmented Landscapes : Does Roadside Vegetation Have a Role?* The Victorian Naturalist, 109 (4), 1992 : 105-110.

Blair, J. G. 1969. *Wildlife – an essential consideration determining future highway roadside maintenance policy*. Reprinted from Highway Research Record, Number 280, Highway Research Board (Wash., D. C.) 14 pp.

Borror, D. J., D. M. DeLong & C. A. Triplehorn. 1976. *An Introduction to the Study of Insects, Fourth edition*. Holt, Rinehart & Winston, New York : 852 pp.

Borror, D. J., D. M. DeLong & C. A. Triplehorn. 1981. *An Introduction to the Study of Insects, Fifth edition*. CBS Saunders College Publishing, New York : 827 pp.

Borror, D. J. & R. E. White. 1991. *Les insectes de l'Amérique du Nord (au nord du Mexique)*. Éditions Broquet Inc., Laprairie, Canada : 408 pp.

Bouchard, D. & M. Masseau. 1986. *L'influence des bordures et des brise-vent sur les insectes ravageurs et entomophages*. Contrat effectué pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec.

Bourassa, J.-P. 2000. *Le moustique, par solidarité écologique*. Les Éditions du Boréal, Québec : 240 pp.

Bourassa, J.-P. & N. Champagne. 2002a. *Étude de la diversité animale présente le long d'emprises autoroutières situées dans trois types d'écosystèmes représentatifs du sud du Québec ; première partie : mise en contexte, observations, déductions et recommandations*. Rapport final déposé au Ministère des transports du Québec, Québec.

Bourassa, J.-P. & N. Champagne. 2002b. *Étude de la diversité animale présente le long d'emprises autoroutières situées dans trois types d'écosystèmes représentatifs du sud du Québec ; deuxième partie : inventaires annotés des insectes enregistrés le long des trois tronçons autoroutiers retenus dans le sud du Québec*. Rapport final déposé au Ministère des transports du Québec, Québec.

Brisson, J., A. Meilleur, M.-J. Fortin & A. Bouchard. 1997. *Edge Effects on Vegetation in Rights-of-Way*. Sixth International Symposium, Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 25-33.

Burel, F. *Landscape Structure Effects on Carabid Beetles Spatial Patterns in Western France*. Landscape Ecology, 2 (4), 1989 : 215-226.

Burel, F. *Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks*. Landscape Ecology, 6 (3), 1992 : 161-174.

Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Cœur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, C. Thenail, E. Brunel et J.-C. Lefeuvre. *Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes*. Acta Oecologica 19 (1), 1998 : 47-60.

Bush, M. B. 2000. *Ecology of a changing planet (Second edition)*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.

Cain, N. P. 1997. *Old Field Vegetation for Low Maintenance Highway Rights-of-Way*. Sixth International Symposium, Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 47-54.

Cairns Jr, J. & J. R. Pratt. 1993. *A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates*. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York : pp. 10-27.

Caletrio, J., J. M. Fernández, J. López & F. Roviralta. *Inventaire national des vertébrés tués sur les routes de l'Espagne*. La Biodiversité Mondiale, 5 (4), 1996 : 15-18.

Camp, M. & L. B. Best. *Bird Abundance and Species Richness in Roadsides Adjacent to Iowa Rowcrop Fields*. Wildlife Society Bulletin, 21 (3), 1993 : 315-325.

Carmona, D. M. & D. A. Landis. *Influence of Refuge Habitats and Cover Crops on Seasonal Activity-Density of Ground Beetles (Coleoptera : Carabidae) in Field Crops*. Environmental Entomology, 28 (6), 1999 : 1145-1153.

Cassal, F. J. & R. B. Oetting. *Ecological consideration may favor reduced mowing*. Public Works, 101 (6), 1970 : 95-97.

Champagne, N. 1996. *Contrôle biologique des populations d'insectes ravageurs par l'utilisation de guêpes parasitoïdes*. Travail de synthèse présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières : 15 pp.

Champagne, N. 1999. *Gestion extensive des emprises autoroutières – une revue*. Séminaire de baccalauréat déposé à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières : 45 pp.

Choinière, L. 1997. *Inventaire de la végétation et des insectes dans différents types de bandes riveraines situées le long de la rivière Boyer*. Rapport présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques des secteurs agricoles et naturels et à Environnement Canada, Service canadien de la Faune, Direction de la conservation de l'environnement, Région du Québec.

Chu, H. F. 1949. *How to Know the Immature Insects*. WM. C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa : 234 pp.

Clergeau, P. *Biodiversité dans les paysages urbains : des concepts aux applications*. Penn ar Bed (165-166), 1998 : 13-17.

Clergeau, P. 2000. *Biodiversité en milieu urbain : Quelle faune sauvage dans les espaces verts?* Référence incomplète. Don personnel.

Clergeau, P. & F. Burel. *The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level : an example in a bird distribution*. Landscape and Urban Planning, 38, 1997 : 37-43.

Clergeau, P. & G. Désiré. *Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique*. Mappemonde 55 (1999.3).

Collinge, S. K. *Ecological Consequences of Habitat Fragmentation : Implication for Landscape Architecture and Planning*. Landscape and Urban Planning, 36, 1996 : 59-77.

Commission biologique du Canada (Arthropodes terrestres). 1988. *Les insectes au Canada*. Synopsis préparé à l'intention des délégués au XVIII<sup>e</sup> Congrès international d'entomologie, Vancouver, 1988. Série Documents n° 2 (1988), Ottawa : 18 pp.

Conseil général des Hauts-de-Seine. Consultée le 07/19/2001. *La liaison verte des Guillonnières : environ 18 ha d'espaces naturels sensibles*.  
[http://www.cg92.fr/internet/decouverte/en-vert/espacesnaturelssensibles/PDF/09partie5/partie5\\_7\\_5.pdf](http://www.cg92.fr/internet/decouverte/en-vert/espacesnaturelssensibles/PDF/09partie5/partie5_7_5.pdf)

Cornell University. 2002. Consultée le 06/06/2002. *Crop profile : Lettuce in New York*.  
<http://pmep.cce.cornell.edu/fqpa/crop-profiles/lettuce.html>

Cullen, M. 1988. *Le guide québécois des mauvaises herbes, insectes nuisibles et maladies*. Éditions Québecor, Montréal : 116 pp.

Danks, H. V. *Arctic Insects as Indicators of Environmental Change*. Arctic, 45 (2), 1992 : 159-166.

Dasnias, P. 1996. *Programme de Recherche sur les Dépendances Vertes des Autoroutes Françaises : Biodiversité végétale, Entretien et Aménagement*. Revue bibliographique. Scétauroute Environnement, Guyancourt, France : 142 pp.

Deschênes, M., L. Bélanger & J.-F. Giroux. 1999. *Étude comparative de l'utilisation par les oiseaux de divers types de bandes riveraines en milieu agricole*. Rapport présenté à la Direction de la conservation de l'environnement du Service canadien de la faune à Environnement Canada pour le Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Sainte-Foy, Québec : 45 pp. Série de rapport technique n° 333, n° catalogue CW 69-5/333F.

Disque, E. A. 1959. *Selective Cutting of Roadside Vegetation (for Improved Highway Safety, Appearance and Use)*. Highway Research Board. Special Report 43. Washington D. C. : 41 pp.

Doucet, R. 1994. *La science agricole, climat, sols et productions végétales du Québec*. Éditions Berger, Montréal : 699 pp.

Duchesne, S., L. Bélanger, M. Grenier et F. Hone. 1999. *Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole*. Environnement Canada, Service canadien de la Faune.

Duvigneaud, J. *À propos de deux publications récentes sur la protection et la gestion des bords de routes*. Natura Mosana, 35 (1), 1982 : 1-7.

Englmaier, P. 1996. *Vegetation boundaries in riverine forests and their characteristics as ecotones*. Arch. Hydrobiol. Suppl. 113 (10) : 513-518.



Ehley, A. M. 1992. *The IRVM Approach to County Roadside Management in Iowa*. In *Integrated Roadside Vegetation Management (IRVM), Technical Manual*. The University of Northern Iowa.

Environnement Canada. 2001. Consultée le 27/06/2002. *Normales climatiques au Canada : Québec*. [http://www.msc-smc.ec.gc.ca/climate/climate\\_normals/show\\_stations\\_f.cfm](http://www.msc-smc.ec.gc.ca/climate/climate_normals/show_stations_f.cfm)

Farmar-Bowers, Q. 1997. *Implementing The National Protocol System Down-Under : Cooperative Management Device for Biodiversity Conservation on Road Corridors in Australia*. Sixth International Symposium of Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 375-381.

Fichter, E. *Apparatus for the comparison of soil surface Arthropod populations*. Ecology, 22 (3), 1941 : 338-339.

Flink, C. A. & R. M. Searns. 1993. *Greenways : A Guide to Planning, Design and Development*. Island Press, Washington, D.C. : 351 pp.

Footitt, R. G. & W. R. Richards. 1993. *The Insects and Arachnids of Canada, Part 22 : The genera of the Aphids of Canada, Homoptera : Aphidoidea and Phylloxeroidea*. Centre for Land and Biological Resources Research, Agriculture Canada, Ottawa : 766 pp.

Forey, P. & C. Fitzsimons. 1992. *Les Insectes*. Librairie Gründ, Paris : 125 pp.

Freemark, K. & C. Boutin. *Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes : A review with special reference to North America*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 52, 1995 : 67-91.

Froment, A. & C. Joye. *Vers une gestion écologique des espaces verts routiers*. Les Naturalistes Belges, 67 (4), 1986 : 97-116.

Gérin-Lajoie, J. 2001. *Emprises autoroutières du sud du Québec : diversité végétale et effet de la fréquence de tonte*. Séminaire de maîtrise présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Canada.

Gimingham, C. H. 1971. *Calluna heathlands : use and conservation in the light of some ecological effects of management*. The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation. The IIth Symposium of the British Ecological Society, University of East Anglia, Norwich, 7-9 July 1970. Blackwell Scientific Publications, London : 91-103.

Given, D. R. *La biodiversité : un enjeu pour les routes*. Routes, 299, 1998 : 33-42. Also in english : *Biodiversity : A Highway Issue*. Roads, 299, 1998: 33-42.

Goupil, J.-Y. 1995. *Considérations d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec : 45 pp.

Gouvernement du Québec. 1997. *Québec, le territoire : la place des transports dans l'espace québécois*. <http://www.gouv.qc.ca/territoire/transpor.htm>

Green, R. H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley & Sons, New York : 257 pp.

Greenslade, P. J. M. *Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera)*. Journal of Animal Ecology, 33, Issue 2, 1964 : 301-310.

Groupe MADITUC. Consultée en 1999. *Les autoroutes*.

<http://www.transport.polymtl.ca/rqc/autor.htm>

Gualtieri, L. L. & D. G. R. McLeod. 1994. *Atlas des pucerons piégés dans les champs agricoles*. Centre de recherches, London, Ontario, Direction générale de la recherche Agriculture et Agro-alimentaire Canada. Publication 1901/F et sur

<http://res2.agr.gc.ca/london/pmrc/francais/report/aphidfr.html>

Guilbot, R. *Les insectes des prairies : un maillon essentiel de l'écosystème prairial*. Fourrages, 160, 1999 : 403-416.

Gullan, P. J. & P. S. Cranston. 1994. *The Insects : an Outline of Entomology*. Ed. Chapman & Hall, London : 491 pp.

Hair, J. F. Jr., R. E. Anderson, R. L. Tatham & W. C. Black. 1998. *Multivariate Data Analysis (Fifth edition)*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey : 730 pp. + index.

Hampshire County Council. 1999. *June 1998 : Hampshire Road Verge Management Project*. <http://www.hants.gov.uk/plazhn/c2240.html>

Hansson, L. 1998. *Local hot spots and their edge effects : small mammals in oak-hazel woodland*. Oikos, 81 : 55-62.

Harper, P.-P. 1997. *Les insectes : caractéristiques des ordres et familles d'insectes*. Université de Montréal, Canada : 167 pp.

Harper-Lore, B. L. 1997. *Vegetation Management : Trends and Training in Transportation*. Sixth International Symposium of Environmental Concerns in Rights-

of-Way Management, 24-26 February 1997, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Ltd : 375-381.

Harrington, J. A. 1991. *Survey of Landscape Use of Native Vegetation on Midwest Highway Rights-of-Way*. Transportation Research Record No. 1326 : Highway and Facility Design. Transportation Research Board, National Research Council, Washington, D.C., USA : 40 pp.

Henter, H. J. 1995. *The Potential for Coevolution in a Host-Parasitoid System. II. Genetic Variation Within a Population of Wasps in the Ability to Parasitize an Aphid Host*. The Society for the Study of Evolution, 49 (3) : 439-445.

Hicks, S. D. *Causal and Pitfall Trap Collections of Ground Beetles from Three Locations in the Ottawa District, Ontario*. The Coleopterists' Bulletin, 24 (2), 1970 : 51-52.

Hill, C. J. *Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects*. Conservation Biology, 9 (6), 1995 : 1559-1566.

Hine, R. L. & A. J. Rusch. *New Look for Roadsides*. Wisconsin Conservation Bulletin, 30 (1), 1965 : 12-13.

Jenkins, V. S. 1994. *The Lawn : A History of an American Obsession*. Smithsonian Institution Press, Washington : 246 pp.

Jutras, V. 2000. *Caractérisation du phragmite commun (Phragmites communis Trin.) sur les emprises autoroutières dans trois régions du sud du Québec : St-Hyacinthe, Donnacona et Val-Bélair*. Séminaire de baccalauréat déposé à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Canada : 38 pp.

Kemp, J. C. & G. W. Barrett. 1989. *Spatial patterning : impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystems*. Ecology, 70 (1) : 114-128.

Lanham, J. D., M. J. Nichols & D. C. Guynn Jr. 2000. *Lepidopteran Use of Utility Rights-of-Way in the Upper Piedmont of South Carolina*. Affiche scientifique présentée au 7th International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, Calgary, Canada, September 9-13<sup>th</sup> 2000.

Larochelle, A. 1984. *Les Punaises terrestres (Hémiptères : Géocorises) du Québec*. Fabriques, supplément 3, A.E.A.Q. : 513 pp.

Laursen, K. *Birds on Roadside Verges and the Effect of Mowing on Frequency and Distribution*. Biological Conservation, 20, 1981 : 59-68.

Leach, M. *Life on the Verge*. The Geographical Magazine, 56, 1984 : 249-253.

Lecane, A. 1995. *Reseau biodiversite Vise*.

<http://www.ful.ac.be/eurosymbioses/sacoeur/bords.htm>

Ledant, J. P. & P. Lens. *Les bords de routes : éléments actifs du paysage. Comment les gérer en respectant leur potentiel?* Tiré-à-part, Environnement, 4, 1981 : 19 pp.

Leedy, D. L. 1975. *Highway-Wildlife Relationships. Volume 1 : A State-of-the-Art Report*. Prepared for Federal Highway Administration. Offices of Research and development, Washington, D.C. : 183 pp.

Leedy, D. L., T. M. Franklin & E. C. Hekimian. 1975. *Highway-Wildlife Relationships. Volume 2 : An Annotated Bibliography*. Prepared for U.S. Department of Transportation : 417 pp.

Luff, M. L. & M. D. Eyre. *Soil-surface activity of weevils (Coleoptera, Curculionoidea) in grassland*. *Pedobiologia*, 32, 1988 : 39-46.

Lys, J.-A. & W. Nentwig. 1994. *Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in the cereal field*. *Pedobiologia*, 38 : 238-242.

Mac Arthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey : 203 pp.

Mader, H. J. *Animal Habitat Isolation by Roads and Agricultural Fields*. *Biological Conservation* 29, 1984 : 81-96.

Mader, S. S. 1987. *Biologie : évolution, diversité et environnement*. Éditions Reynald Goulet, Ottawa, Canada : 767 pp.

Maisonneuve, C. & S. Rioux. 1998. *Influence de l'étagement de la végétation dans les bandes riveraines en milieu agricole sur leur utilisation par les micromammifères et l'herpétofaune*. Rapport présenté à la Direction de la faune et des habitats du Ministère de l'environnement et de la faune, Québec : 57 pp.

Margalef, R. 1994. *Dynamic aspects of diversity*. *Journal of Vegetation Sciences*, 5 : 451-456.

Marineau, A. 1999. *Rôles et fonctions des bandes riveraines sur l'entomofaune*. *Antennae*, 6 (3), 1999 : 5-10.

Marineau, A. 2000. *Étude de la diversité entomologique au sol de bandes riveraines situées en zones agricoles dans le sud du Québec*. Mémoire de Maîtrise présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Canada : 122 pp. + annexes.

McAllister, D. E. 1994. *L'approche monospécifique : trop lente !* La Biodiversité Mondiale, 4 (2) : 16-21.

Meunier, F. D., C. Verheyden & P. Jouventin. *Bird communities of highway verges : Influence of adjacent habitat and roadside management*. Acta Oecologica, 20 (1), 1999 : 1-13.

Meunier, F. D., J. Corbin, C. Verheyden & P. Jouventin. *Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals*. Canadian Journal of Zoology, 77, 1999 : 108-117.

Michigan State University. Consultée le 12/06/2002. *Biological Control Program. Center for Integrated Plant Systems*. <http://www.cips.msu.edu/biocontrol/>

Miller, T. E. *Notes and Comments : Community Diversity and Interactions Between the Size and Frequency of Disturbance*. The American Naturalist, 120 (4), 1982 : 533-536.

Mineau, D. *Des paysages plus excitants le long de nos autoroutes*. Québec Vert, 21 (6), 1999 : 68-72.

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation de l'Ontario. 1996. Consultée le 12/06/2002. *Les insectes utiles à l'arboriculture fruitière dans le sud de l'Ontario*. <http://www.gov.on.ca/OMAFRA/french/crops/facts/96-030.htm>

Ministère des transports du Québec (MTQ). 1999b. Consultée le 27/08/1999. *La place des transports dans l'espace québécois*. <http://www.gouv.qc.ca/territoire/transpor.htm>

Ministre des Approvisionnements du Canada. 1995. *Stratégie canadienne de la biodiversité. Réponse du Canada à la Convention sur la diversité biologique*. Canada : 84 pp. N° catalogue En21-134/1995F

Moriarty, F. 1999. *Ecotoxicology : The study of pollutants in ecosystems*. Academic, New York : pp 217-253.

Morris, M. G. 1971. *The Management of Grassland for the Conservation of Invertebrate Animals*. The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation. The 11<sup>th</sup> Symposium of The British Ecological Society, University of East Anglia, Norwich, 7-9 July 1970. Blackwell Scientific Publications : 527-552.

Morris, M. G. *The effects of cutting on grassland Hemiptera : a preliminary report*. Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society Series A (6), 1979 : 285-295.

Munguira, M. L. & J. A. Thomas. *Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality*. Journal of Applied Ecology, 29, 1992 : 316-329.

Muskett, C. J. & M. P. Jones. *The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna*. Environmental Pollution (Series A), 23, 1980 : 231-242.

Nilson, D. *Roadside Management and Wetland Development Along North Dakota Highways*. North Dakota Outdoors, 40, 1977 : 23-25.

Noss, R. F. *Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach*. Conservation Biology, 4 (4), 1990 : 355-364.

Noss, R. F. 1993. *Wildlife Corridors*. In Ecology of Greenways : Design and Function of Linear Conservation Areas. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA : 43-68.



Oetting, R. B. 1970. *Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in North Dakota*. Ph. D. thesis, N. Dakota State Univ. 110 pp. (From Dissertation Abstracts Intern. 31 (9), 1971).

Oetting, R. B. & J. F. Cassel. *Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in North Dakota*. Journal of Wildlife Management, 35 (4), 1971 : 774-781.

Olsen, L.-H., J. Sunesen & B. V. Pedersen. 2000. *Les petits animaux des bois et forêts ; tous les invertébrés du milieu forestier*. Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris : 208 pp.

Oxley, D. J., M. B. Fenton & G. R. Carmody. *The Effects of Roads on Populations of Small Mammals*. Journal of Applied Ecology, 11, 1974 : 51-59.

Parish, R., R. Turkington & E. Klein. *The influence of mowing, fertilization, and plant removal on the botanical composition of an artificial sward*. Canadian Journal of Botany, 68, 1990 : 1080-1085.

Parr, T. W. & J. M. Way. *Management of Roadside Vegetation : The Long-Term Effects of Cutting*. Journal of Applied Ecology, 25, 1988 : 1073-1087.

Paruk, J. D. *Effects of Roadside Management Practices on Bird Richness and reproduction*. Transactions of the Illinois State Academy of Science, 83 (3-4), 1990 : 181-192.

Peña, M. 2001. *Les Carabidae (Coleoptera) des Hauts-Sommets de Charlevoix : assemblages et cycles d'activité dans les environnements alpin, subalpin et forestier*. Mémoire de Maîtrise présenté à l'Université du Québec à Rimouski, Rimouski : 65 pp. Disponible sur [http://www.crad.ulaval.ca/leh/documents/memoire\\_Maurice\\_Pena.pdf](http://www.crad.ulaval.ca/leh/documents/memoire_Maurice_Pena.pdf)

Perron, J.-M. 1985. *Abrégé d'Entomologie (deuxième édition)*. Fabriques, supplément 1, A.E.A.Q. Pages 1-140.

Phillips, R. & D. Euler. *Roadside Vegetation : An Ecological Approach*. Ontario Naturalist, 15 (2), 1975 : 10-13.

Pihan, J.-C. 1986. *Les Insectes*. Collection Verte, Masson, Paris : 160 pp.

Port, G. R. & J. R. Thompson. *Outbreaks of Insect Herbivores on Plants along Motorways in the United Kingdom*. Journal of Applied Ecology, 17, 1980 : 649-656.

Ramade, F. 1994 (2<sup>e</sup> édition). *Éléments d'écologie ; écologie fondamentale*. Édiscience International, Paris : 579 pp.

Richards, W. R. 1978. 20. *Collembola*. pp. 300-03 in Danks, H. V. (editors). *Canada and its insect fauna*. The Entomological Society of Canada, Ottawa.

Saint-Jacques, N. & Y. Richard. 1998. *Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique*. Pages 6.1 à 6.41, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq no EN980022

Savard, J.-P. L., P. Clergeau & G. Mennechez. *Biodiversity concepts and urban ecosystems*. Landscape and Urban Planning, 48, 2000 : 131-142.

Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA) et Direction de la Nature et des Paysages (DNP). 1994. *La gestion extensive des dépendances vertes routières : intérêts écologiques, paysagers et économiques*. Paris : 119 pp.

Sheridan, P. M. & N. Penick. 2000. *Highway Rights-of-Way as Rare Plant Restoration Habitat in Coastal Virginia*. Affiche scientifique présentée au 7th International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, Calgary, Canada, September 9-13<sup>th</sup> 2000.

Simberloff, D. & J. Cox. *Consequences and Costs of Conservation Corridors*. Conservation Biology, 1 (1), 1987 : 63-71.

Smith, D. S. 1993. *An Overview of Greenways : Their History, Ecological Context and Specific Functions*. Ecology of Greenways : Design and Function of Linear Conservation Areas. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA : 1-22.

Soroka, J. J. 1991. *Ravageurs des légumineuses et des graminées de l'Ouest du Canada*. Publication d'Agriculture Canada, Publication 1435/F.

Sotherton, N. W. *The distribution and abundance of preadatory Coleoptera overwintering in fields boundaries*. Ann. Appl. Biol., 106, 1985 : 17-21.

Spencer, H. J., N. E. Scott, G. R. Port & A. W. Davidson. *Effects of Roadside Conditions on Plants and Insects. I. Atmospheric Conditions*. Journal of Applied Ecology, 25, 1988 : 699-707.

Sunderland, K. D., N. E. Crook, D. L. Stacey & B. J. Fuller. *A Study of Feeding by Polyphagous Predators on Cereals Aphids Using Elisa and Gut Dissection*. Journal of Applied Ecology, 24, 1987 : 907-933.

Tabachnick, B. G. & L. S. Fidell. 1996. *Using Multivariate Statistics, Third Edition*. Harper Collins College Publishers Inc., New York.

ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Centre for Biometry Wageningen. Netherlands : 352 pp.

The National Roadside Vegetation Management Association (TNRVMA). 1997. *How to Develop and Implement an Integrated Roadside Vegetation Management Program*. USA, 40 pp.

Topping, C. J. & K. D. Sunderland. *Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat*. Journal of Applied Ecology, 29 (2), 1992 : 485-491.

Tremblay, S. 2001. *Inventaire des espèces de Carabidae (Coleoptera) des emprises autoroutières du sud du Québec et leur potentiel d'utilisation comme bioindicateurs de l'évolution du milieu*. Séminaire de baccalauréat déposé à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Canada. 33 pp.

University of Wisconsin-Madison. 2001. Consultée le 12/06/2002. *Ground Beetles: Our Friends in Soybeans*. <http://www.entomology.wisc.edu/mbcn/bcindexp.html>

Vincelette, F. *L'utilisation des guêpes parasitoïdes dans le contrôle biologique*. Fabriques, A.E.A.Q., 19 (1), 1994 : 12-26.

Vincent, C. & D. Coderre. 1992. *La lutte biologique*. Gaëtan Morin Éditeur ltée, Boucherville, Québec, Canada : 671 pp.

Warner, R. E. *Nest Ecology of Grassland Passerines on Road Rights-of-Way in Central Illinois*. Biological Conservation, 59 (1), 1992 : 1-7.

Way, J. M. *Roads and the Conservation of Wildlife*. Journal of the Institution of Highway Engineers, 17, 1970 : 5-11.

Way, J. M. *La conservation de la vie sauvage le long des routes et des autoroutes en Grande-Bretagne*. Natura Mosana, 29 (4), 1976 : 141-151.

Way, J. M. *Roadside Verges and Conservation in Britain : a Review*. Biological Conservation, 12, 1977 : 65-74.

Welling, M. *Dispersal of ground beetles (Col., Carabidae) in arable land*. Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent, 55 (2b), 1990 : 483-491.

White, R. E. 1983. *A Field Guide to the Beetles of North America*. The Peterson Field Guide Series 29. Houghton Mifflin Company, Boston : 368 pp.

Wilkinson, L., 1998. *SYSTAT: the system for statistics*. SYSTAT Inc., Evanston.

Yanes, M., J. M. Velasco & F. Suárez. *Permeability of roads and railways to vertebrates : the importance of culverts*. Biological Conservation, 71, 1995 : 217-222.

Zapparoli, M. *Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy*. Landscape and Urban Planning, 38, 1997 : 77-86.

## ANNEXE A

Images concernant la méthodologie.



Figure 2.1. Localisation des sites d'étude dans le sud du Québec  
(flèche du bas : Saint-Hyacinthe ; flèche du milieu : Donnacona ; flèche du haut : Val-Bélair).

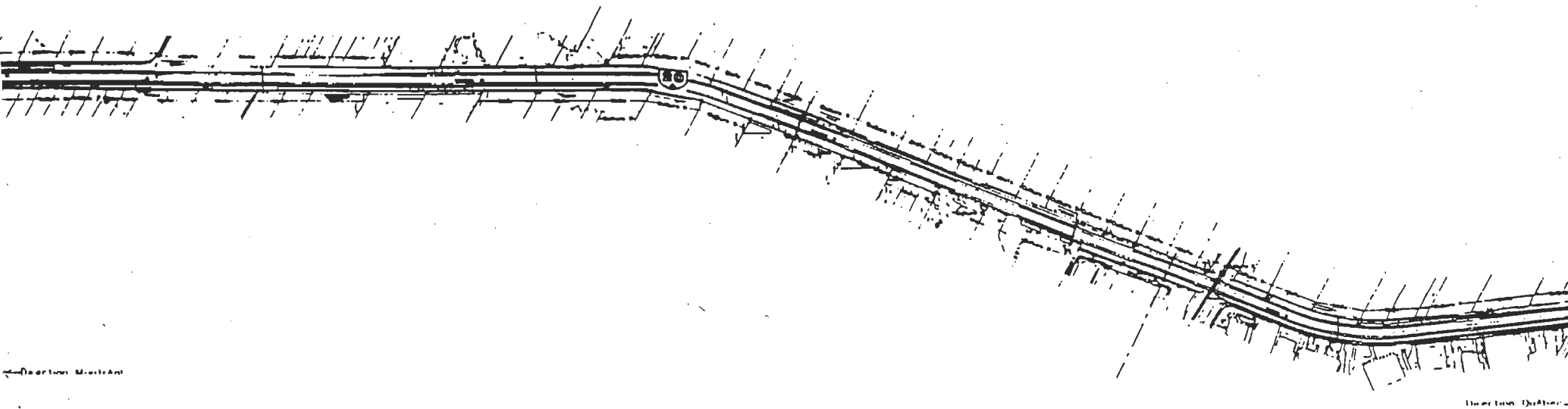


Figure 2.2. Schéma du site d'étude de Saint-Hyacinthe (autoroute 20, en milieu agricole)



# GESTION DU PATRIMOINE VERT DES CORRIDORS AUTOROUTIERS localisation du projet pilote site #2

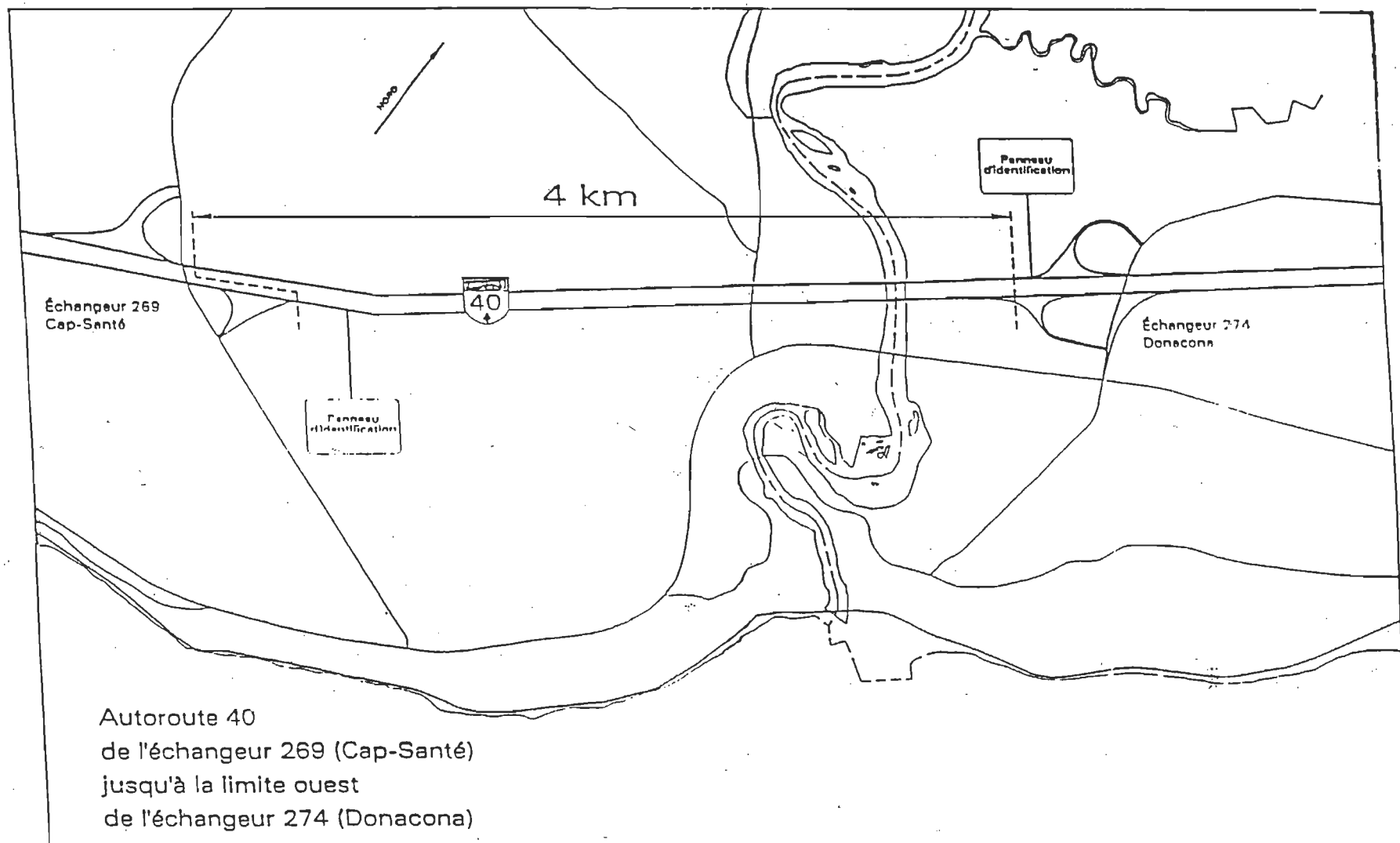


Figure 2.3. Schéma du site d'étude de Donnacona (autoroute 40, en milieu forestier)

MINISTÈRE DES TRANSPORTS  
Direction de Québec  
avril 1998

GESTION DU PATRIMOINE VERT DES CORRIDORS AUTOROUTIERS  
localisation du projet pilote site #1

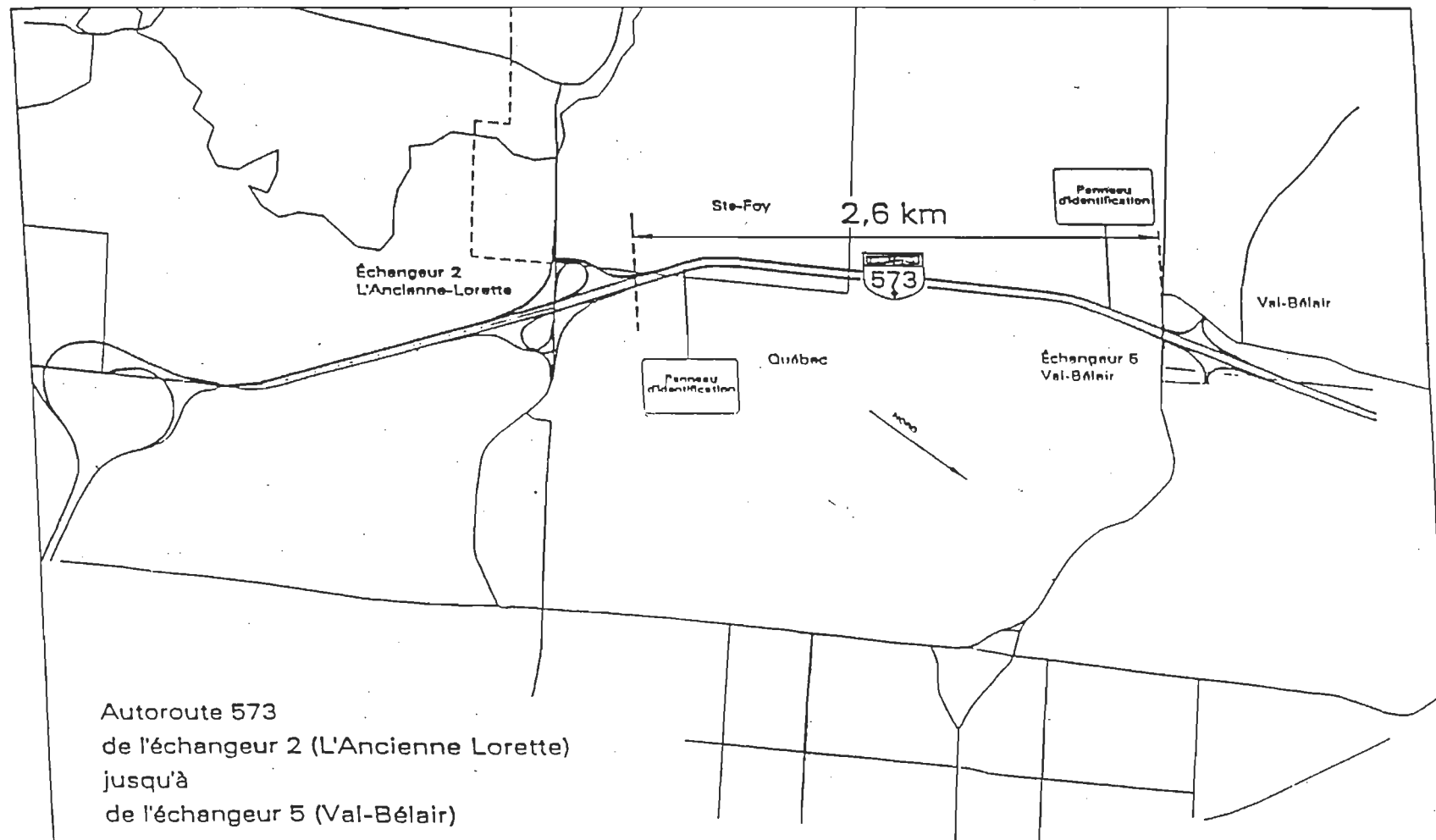


Figure 2.4. Schéma du site d'étude de Val-Bélair (autoroute 573, en milieu périurbain)



Figure 2.5. Site d'étude de Saint-Hyacinthe (autoroute 20, en milieu agricole).



Figure 2.6. Site d'étude de Donnacona (autoroute 40, en milieu forestier).



Figure 2.7. Site d'étude de Val-Bélair (autoroute 573, en milieu périurbain).

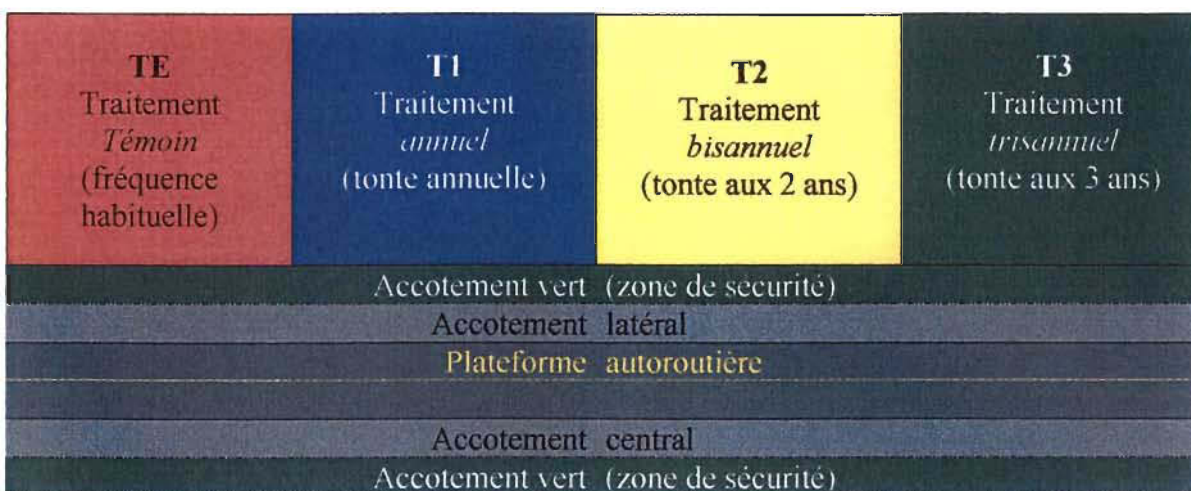


Figure 2.8. Schéma de la répartition des sections expérimentales de coupe sur un côté de l'emprise autoroutière d'un site d'étude.

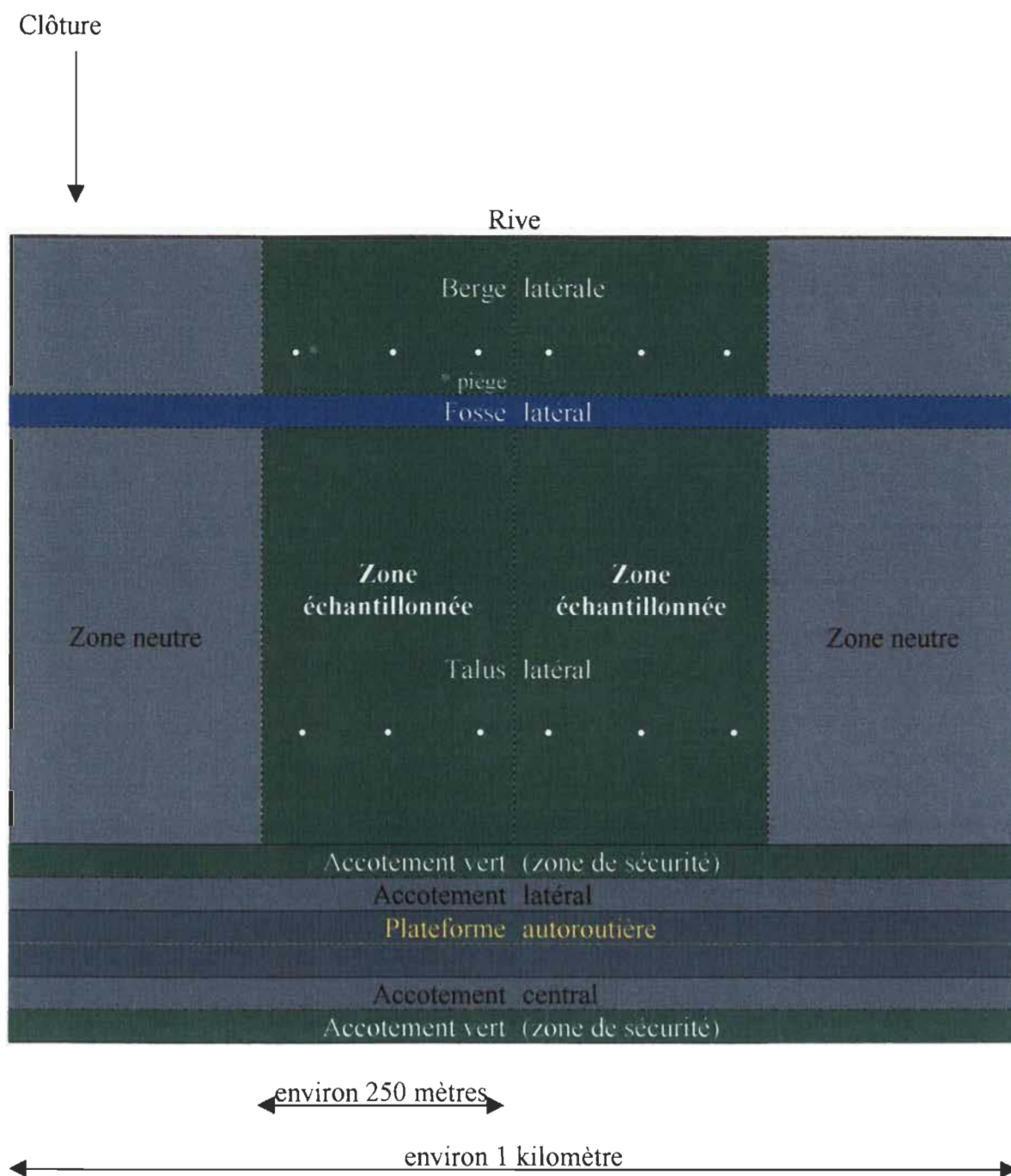


Figure 2.9. Schéma de la division d'une section expérimentale de coupe et disposition des pièges au sol.

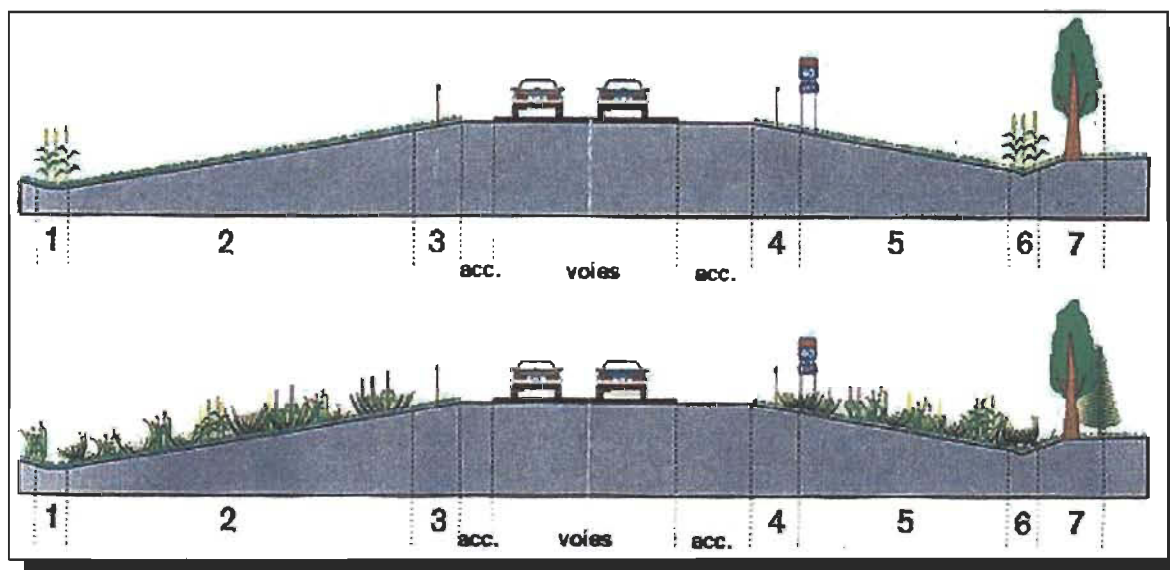


Figure 2.10. Schéma du profil en travers d'une demi-emprise autoroutière expliquant la terminologie préconisée par le Ministère des transports du Québec (image : MTQ).





Figure 2.11*a*. Piège Multipher® utilisé pour les captures d'insectes. Dans le sens horaire, à partir du bas à gauche : contenant externe troué ; contenant interne non-troué ; entonnoir ; couvercle ; eau additionnée de détergent à vaisselle.



Figure 2.11*b*. Piège enfoui avec l'entonnoir au niveau du sol et quelques centimètres d'eau savonneuse.



Figures 2.11*c* (à gauche) et 2.11*d* (à droite). Pièges enfouis avec leur couvercle sur le talus (*c*) et sur la berge (*d*) en milieu forestier.

## **ANNEXE B**

Informations sur le paysage environnant, l'âge, l'altitude, les sols et les normales climatiques pour chaque site d'étude (Jutras, 2000 ; Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2001 ; Environnement Canada, 2001 ; Gérin-Lajoie, 2001).



## Caractéristiques des sites étudiés.

<p><b>Saint-Hyacinthe, autoroute 20 : 45° 48' N, 72° 52' O</b></p> <p>paysage environnant : agricole, cultures de maïs (surtout) et de soja  année de mise en service de l'autoroute : 1965  altitude par rapport au niveau de la mer* : 31 m  nature du sol : sol minéral non-calcaire, gleysolique, dépôts marins  normales climatiques pour les mois de mai à août (comptabilisées de 1963 à 1990)* :  précipitations moyennes sous forme de pluie : 93,2 mm  température quotidienne moyenne : 18,1 °C  vitesse moyenne des vents : n/a  normales climatiques annuelles (comptabilisées de 1963 à 1990)* :  précipitations totales : 1033,2 mm  température quotidienne moyenne : 6,2 °C  vitesse moyenne des vents : n/a</p>	<p>* pour 45° 37' N, 72° 58' O</p>
<p><b>Donnacona, autoroute 40 : 46° 40' N, 71° 55' O</b></p> <p>paysage environnant : milieu forestier, peuplements arbustifs et arborescents mixtes à dominance feuillue, principalement des érablières  année de mise en service de l'autoroute : 1983  altitude par rapport au niveau de la mer** : 46 m  nature du sol : sol minéral non-calcaire, podzol humo-ferrique, dépôts marins  normales climatiques pour les mois de mai à août (comptabilisées de 1952 à 1990)** :  précipitations moyennes sous forme de pluie : 105,25 mm  température quotidienne moyenne : 16,2 °C  vitesse moyenne des vents : n/a  normales climatiques annuelles (comptabilisées de 1952 à 1990)** :  précipitations totales : 1071,1 mm  température quotidienne moyenne : 4,5 °C  vitesse moyenne des vents : n/a</p>	<p>** pour 46° 41' N, 71° 44' O</p>
<p><b>Val-Bélair, autoroute 573 : 46° 52' N, 71° 26' O</b></p> <p>paysage environnant : milieu périurbain, friches, développements industriels, commerciaux, résidentiels, récréatifs (terrain de golf) et forestiers ; la végétation des milieux adjacents se composait de peuplements arbustifs et arborescents à dominance feuillue  année de mise en service de l'autoroute : 1976  altitude par rapport au niveau de la mer*** : 70 m  nature du sol : sol minéral non-calcaire, podzol humo-ferrique, dépôts marins  normales climatiques pour les mois de mai à août (comptabilisées de 1943 à 1990)*** :  précipitations moyennes sous forme de pluie : 111,8 mm  température quotidienne moyenne : 15,95 °C  vitesse moyenne des vents : 9,28 km/h SO  normales climatiques annuelles (comptabilisées de 1943 à 1990)*** :  précipitations totales : 1207,7 mm  température quotidienne moyenne : 4,0 °C  vitesse moyenne des vents : 15 km/h O</p>	<p>*** pour la Ville de Québec, 46° 48' N, 71° 23' O</p>

mm : millimètres ; °C : degrés Celsius ; n/a : non disponible ; km/h : kilomètres/heure ;  
m : mètres ; ° : degrés ; ' : minutes ; N : Nord ; O : Ouest ; SO : Sud-Ouest.

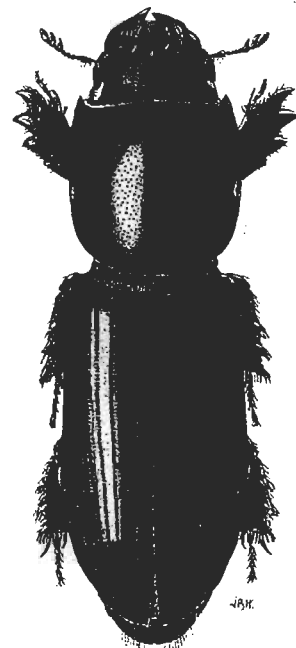
## ANNEXE C

Ci-joint les directives aux auteurs de la revue scientifique  
*Annales d'Entomologie de France*,  
à laquelle a été soumis l'article présenté au Chapitre III.

# **Annales** *de la* **Société**

# **Entomologique** *de* **France**

REVUE INTERNATIONALE D'ENTOMOLOGIE



Paris

## INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

Les manuscrits et toute correspondance doivent être adressés aux :

## INSTRUCTIONS TO AUTHORS

*Manuscripts and all correspondence should be addressed to :*

ANNALES de la Société Entomologique de France,  
45, rue Buffon, 75005 PARIS France. Tél. : 33.1.40.79.34.00. Fax : 33.1.40.79.36.99  
[voir aussi : <http://ann.sef.free.fr>]

Les manuscrits doivent apporter des données originales; les articles soumis ne doivent pas avoir été présentés simultanément à une autre revue. Les articles seront rédigés, de préférence en français ou en anglais, dans un style clair et concis. Ils seront en principe limités à 20 pages imprimées, illustrations et références comprises; si le thème traité nécessite un exposé plus long, une contribution financière sera demandée à l'auteur; les planches photographiques sont également à la charge de l'auteur. Chaque article sera soumis à l'examen critique de deux rapporteurs, puis la décision d'acceptation, de révision ou de rejet sera prise par la Rédaction. La date d'acceptation définitive sera imprimée sur l'article édité.

Le texte, les références, les tableaux et les légendes des figures seront dactylographiés en double interligne sur papier blanc, d'un seul côté, en ménageant de larges marges. Les manuscrits seront adressés en trois exemplaires, figures et tableaux compris.

Le titre doit annoncer de manière précise et concise le contenu de l'article. Les taxons seront désignés par leur nom latin accompagné, entre parenthèses, du nom de l'ordre et de la famille.

Le nom du ou des auteurs de l'article, avec leur(s) prénom(s), sera suivi de l'adresse détaillée. Sauf indication contraire, toute correspondance sera adressée au premier signataire.

Chaque article comportera au moins deux *résumés* assez brefs, l'un en français (ou dans la langue du texte), l'autre en anglais. Si l'auteur le juge utile, il pourra donner en plus un résumé détaillé, d'une à deux pages, écrit en anglais. L'auteur fournira également la traduction du titre en anglais.

Une courte liste de *mots-clés*, autres que ceux du titre, pourra être donnée. Un *titre abrégé* sera fourni.

Les articles suivront un *plan* rigoureux. D'une manière générale, mais susceptible de varier selon la nature des articles, il est recommandé de prévoir les paragraphes suivants : Introduction, Matériel et Méthodes, Observations ou Résultats, Discussion ou Conclusion, Littérature citée.

*Manuscripts should provide original data; they must not have been submitted simultaneously for publication to another Journal. The papers should preferably be written in French or English, in a clear and precise style. As a rule, they should not exceed a length of 20 printed pages, including illustrations and references. If the subject requires a longer paper, a financial contribution from the author will be asked for. Each paper will be submitted to two reviewers; then the decision of acceptance, revision or rejection will be taken by the editors. The date of final acceptance will be printed on the first page of the paper.*

*The manuscripts should be typewritten, double spaced, on one side of the page only. The text, figures and tables should be sent in triplicate.*

*The title must announce clearly and concisely the contents of the paper. The taxa will be indicated by their latin name followed (in parentheses) by the name of the Order and Family to which they belong.*

*The name of the authors will be followed by their precise address. Unless otherwise indicated, correspondence will be addressed to the first author.*

*Each paper will contain at least two short summaries, one in French (or in the language of the text), the other in English. The paper may also contain an extended abstract, of one to two pages, written in English.*

*A short list of key-words, in addition to those in the title, may be given. A short title should be given.*

*The paper should adopt a rigorous plan, suited to the subject dealt with. The most usual plan includes : Introduction, Material and Methods, Results, Discussion and/or Conclusion, Literature cited.*

Les *références bibliographiques* seront indiquées dans le texte par le nom de l'auteur et la date de parution de l'article (nom du 1<sup>er</sup> auteur suivi de *et al.* si l'article comporte plus de deux auteurs). Toutes les références citées, et rien qu'elles, seront reprises dans une liste alphabétique placée en fin d'article. Les titres des périodiques seront écrits en toutes lettres, capitales pour l'initiale des mots significatifs, et les références données conformément à l'un des exemples suivants :

- BARTELS P. J., 1983. - *Polygyny and the reproductive biology of the Argentine ant.* - Ph. D. Dissertation, University of California, Santa Cruz, 205p.
- BONTEMPS C., 1988. - Localization of spermatozoa inside viviparous and oviparous females of Chrysomelinae. In : Jolivet P., Petitpierre E. & Hsiao T. H. (eds.), *Biology of Chrysomelidae*, p. 299-316. Dordrecht : Kluwer.
- DANKS H. V., 1971. - Biology of some stem-nesting aculeate Hymenoptera. - *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 122 [1970] : 329-399.
- DAVID J. R., McEVEY S. F., SOLIGNAC M. & TSACAS L., 1989. - *Drosophila* communities on Mauritius and the ecological niche of *D. mauritiana* (Diptera, Drosophilidae). - *Review of Zoology*, 103 : 107-116.
- MEDVEDEV L. N., 1971. - The ways of evolution and phylogeny of Chrysomelidae (Coleoptera). - Proceedings of the 13th International Congress of Entomology, 1 : 271.
- PAULIAN R., 1988. - *Biologie des Coléoptères*. Paris : Lechevalier, 719 p.

**Recommandations pour les disquettes.** Il est vivement souhaité que tout manuscrit soit accompagné d'une disquette 3.5" haute densité, compatible IBM PC ou Macintosh, saisie sous Word ou traduite en Word. Ne pas justifier le texte à droite et supprimer les tabulations.

*All the references cited in the text should be given in a final list, following an alphabetical and (within authors) a chronological order. The titles of the journals will be written in full and the references given according to one of the following examples :*

**Recommandations for diskets.** All manuscripts should be (if possible) accompanied by a disket 3.5" HD in «Word». Do not use full justification and suppress the tabulations.

**Illustrations.** Les figures au trait doivent être faites à l'encre de Chine. Les figures, groupées en planches, seront numérotées en chiffres arabes, si possible dans l'ordre d'apparition dans le texte. Le format adopté devra tenir compte de la justification des Annales (13,5 x 21,5 cm). Les photographies seront présentées au format définitif et assemblées par l'auteur. Dessins et photographies devront être d'excellente qualité. Les légendes doivent être concises, mais suffisantes pour une bonne compréhension des documents; elles seront dactylographiées sur des feuilles distinctes; dans certains cas, une traduction en anglais de chacune des légendes pourra être utile. L'emplacement souhaité des figures et des tableaux sera indiqué en marge du manuscrit.

**Illustrations.** The drawings should be made with Indian ink. The magnification of the figures and their arrangement in plates should take into account the justification of the Journal (13.5 x 21.5 cm). Black and white photographs should be given in their final size, and assembled into plates. Figures and photographs must be of excellent quality. Legends should be concise, but offer self-sufficient explanations, and be typed separately from the main text. The approximate position of each figure should be indicated in the margin of the manuscript.

L'auteur recevra 50 *tirés-à-part* gratuits de son article. Les demandes de tirés-à-part supplémentaires, payants, seront faites lors du retour des épreuves corrigées.

Authors will receive 50 free *offprints*. A charge will be made for additional copies, which should be ordered when the corrected proofs are returned.

© Société Entomologique de France

Le Directeur de la Publication : J. BITSCH

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés réservés pour tous pays.

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective » et d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction, intégrale ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1<sup>er</sup> de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

## ANNEXE D

Graphiques d'ordination du Chapitre IV.

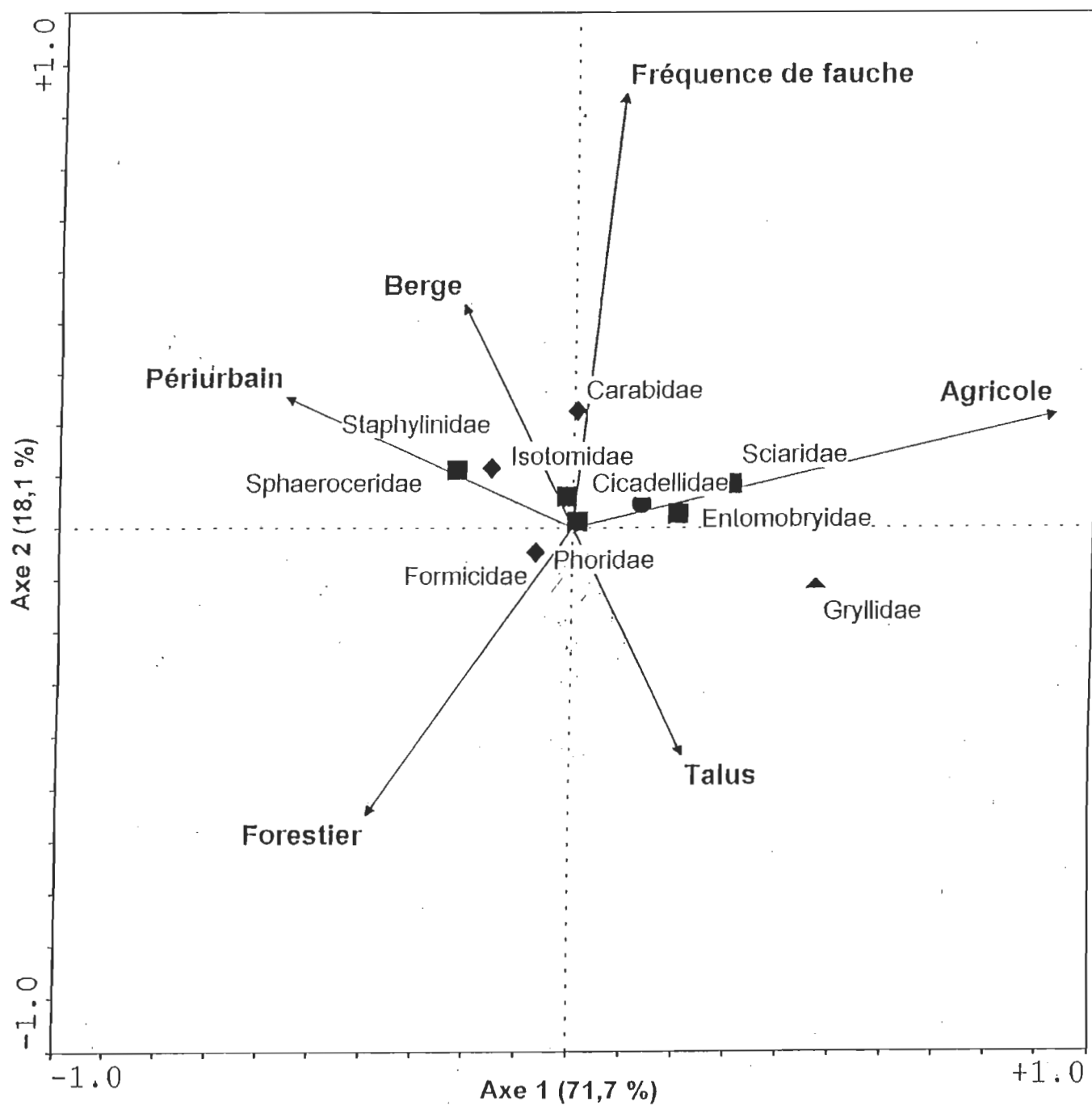


Figure 4.1. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des dix familles d'insectes dominantes. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore, ▲ = omnivore).

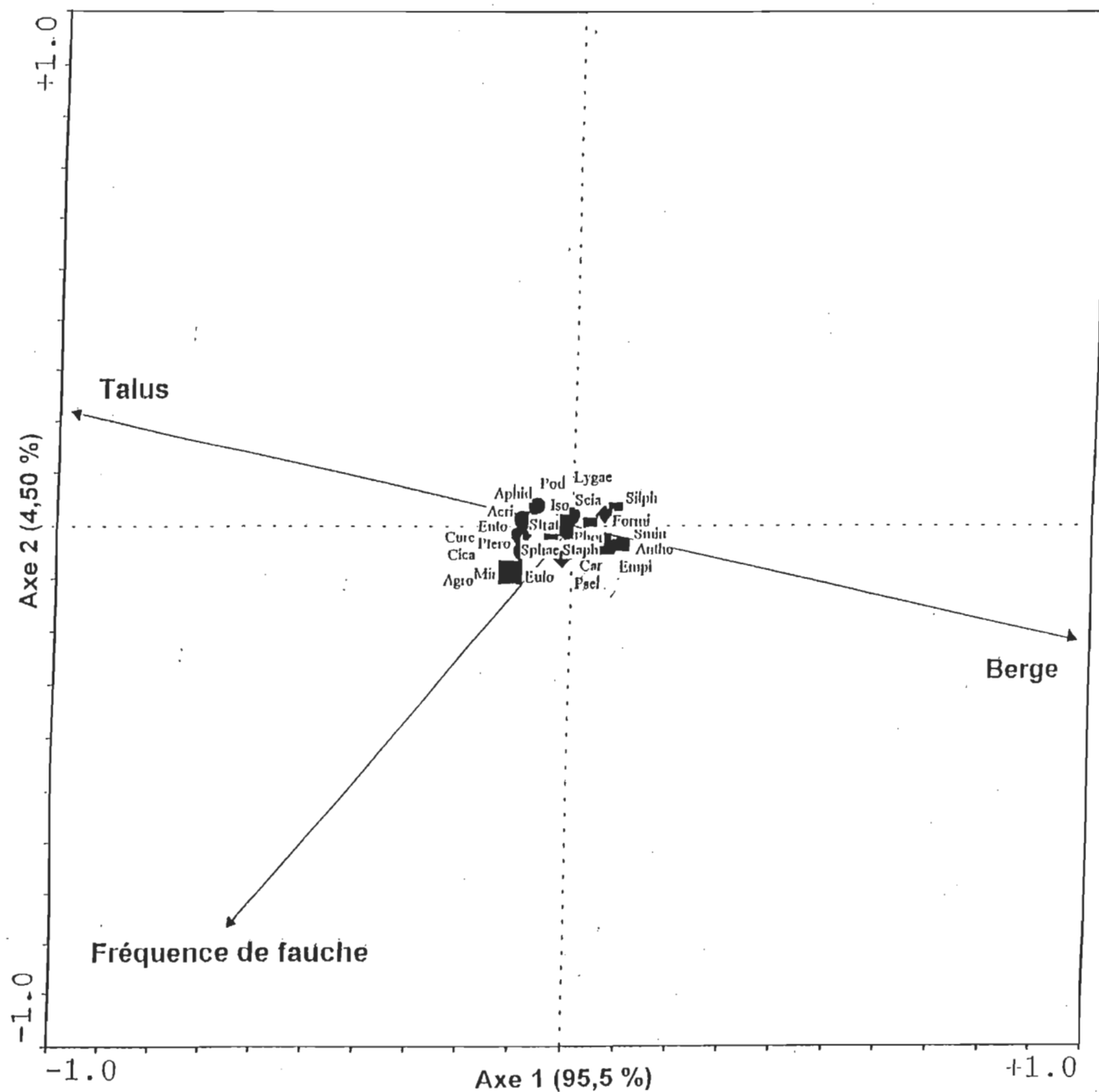


Figure 4.2. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des familles d'insectes du côté central des emprises autoroutières. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (♦ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore).



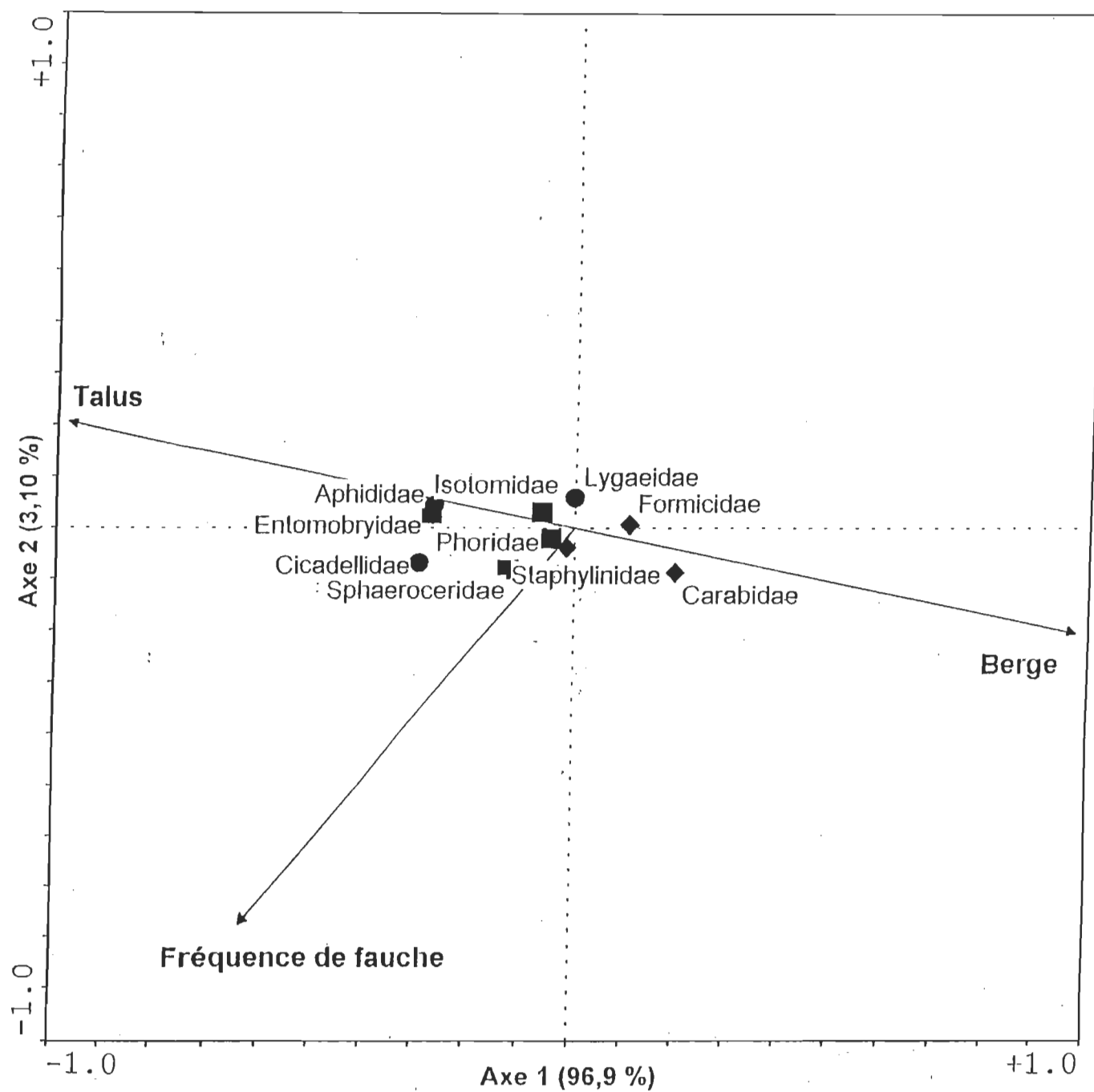


Figure 4.3. Graphique de l'analyse canonique des correspondances des dix familles d'insectes dominantes du côté central des emprises autoroutières. Familles différenciées selon leur groupe fonctionnel (◆ = prédateur, ● = herbivore, ■ = détritivore).

## ANNEXE E

Listes des différentes familles d'insectes au sol recensées, classées par ordre.

**Annexe E.1. Familles d'insectes capturées entre 1999 et 2001 dans les emprises autoroutières du sud du Québec (classées par ORDRES), avec leurs préférences alimentaires (D = détritivore ; P = prédateur/parasite ; H = herbivore ; O = omnivore ; G = granivore ; N = pollenivore/nectarivore). \* = superfamille ; <sup>d</sup> = une des dix familles dominantes**

## **COLLEMBOLLES**

## **Moeurs**

1.-	Entomobryidae <sup>d</sup>	D
2.-	Hypogastruridae	D
3.-	Isotomidae <sup>d</sup>	D
4.-	Onychiuridae	D
5.-	Poduridae	D
6.-	Sminthuridae	D/H

## **DIPLOURES**

7.-	Japygidae	D
-----	-----------	---

## **ÉPHÉMÉROPTÈRES**

8.-	Ephemerellidae	D/P
-----	----------------	-----

## **ORTHOPTÈRES**

9.-	Acrididae	H
10.-	Gryllacrididae	O
11.-	Gryllidae <sup>d</sup>	O
12.-	Tettigoniidae	H

## **THYSANOPTÈRES**

13.-	Phloeothripidae	H/P
14.-	Thripidae	H

## **HÉTÉROPTÈRES**

15.-	Alydidae	H
16.-	Anthocoridae	P
17.-	Cimicidae	P
18.-	Corimelaenidae	H
19.-	Cydnidae	H
20.-	Lygaeidae	G/P
21.-	Miridae	H/P
22.-	Nabidae	P

23.-	Pentatomidae	H/P
24.-	Piesmatidae	H
25.-	Reduviidae	P
26.-	Saldidae	P

### HOMOPTÈRES

27.-	Aphididae	H
28.-	Cercopidae	H
29.-	Cicadellidae <sup>d</sup>	H
30.-	Cixiidae	H
31.-	Coccoidea*	H
32.-	Fulgoridae	H
33.-	Membracidae	H
34.-	Psyllidae	H

### COLÉOPTÈRES

35.-	Cantharidae	N/P
36.-	Carabidae <sup>d</sup>	P
37.-	Chrysomelidae	H
38.-	Cicindelidae	P
39.-	Coccinellidae	P
40.-	Cucujidae	D/P
41.-	Curculionidae	H
42.-	Dermestidae	D/N
43.-	Dysticidae	P
44.-	Elateridae	D/P
45.-	Elmidae	D
46.-	Erotylidae	D
47.-	Eucnemidae	D
48.-	Histeridae	P
49.-	Hydrophilidae	P/D
50.-	Lampyridae	P
51.-	Lathridiidae	D
52.-	Meloidea*	H/P
53.-	Mordellidae	D/H
54.-	Mycetophagidae	D/N
55.-	Nitidulidae	D/P
56.-	Ostomatidae	D/P
57.-	Pselaphidae	D/P
58.-	Scaphidiidae	D
59.-	Scarabeidae	D/H
60.-	Scolytidae	H/D
61.-	Silphidae	D
62.-	Staphylinidae <sup>d</sup>	P/D

63.- Tenebrionidae

D/G

### TRICHOPTÈRES

64.- Lepidostomatidae

H

65.- Limnephilidae

H

66.- Philopotamidae

H

### LÉPIDOPTÈRES

67.- Coleophoridae

H/N

68.- Geometridae

H/N

69.- Hepialidae

H/N

70.- Lycaenidae

H/N

71.- Noctuidae

H/N

72.- Nymphalidae

H/N

73.- Oecophoridae

H/N

74.- Pieridae

H/N

75.- Pyralidae

H/N

76.- Sphingidae

H/N

77.- Thyrididae

H/N

### DIPTÈRES

78.- Agromyzidae

H/G

79.- Anthomyiidae

H/D/P

80.- Anthomyzidae

N/D

81.- Bibionidae

D

82.- Calliphoridae

D

83.- Cecidomyiidae

H/D

84.- Ceratopogonidae

P

85.- Chamaemyidae

P

86.- Chaoboridae

P

87.- Chironomidae

D

88.- Chloropidae

H/D

89.- Culicidae

P

90.- Dixidae

D

91.- Dolichopodidae

D

92.- Drosophilidae

D

93.- Dryomyzidae

D

94.- Empididae

P/D/N

95.- Ephydriidae

H/D

96.- Heleomyzidae

D

97.- Lauxaniidae

D

98.- Lonchaeidae

H/D

99.- Lonchopteridae

D

100.-	Milichiidae	D
101.-	Muscidae	D
102.-	Mycetophilidae	D
103.-	Phoridae <sup>d</sup>	D/P
104.-	Piophilidae	D
105.-	Psychodidae	N/D
106.-	Rhagionidae	D
107.-	Scatopsidae	D
108.-	Sciaridae <sup>d</sup>	D
109.-	Sciomyzidae	P/D
110.-	Sepsidae	D
111.-	Simuliidae	P
112.-	Sphaeroceridae <sup>d</sup>	D
113.-	Stratiomyidae	N/P
114.-	Syrphidae	N/P/D
115.-	Tabanidae	P
116.-	Therevidae	P/D
117.-	Tipulidae	D
118.-	Trichoceridae	D

### SIPHONAPTÈRES

119.-	Dolichopsyllidae	P
-------	------------------	---

### HYMÉNOPTÈRES

120.-	Apidae	N
121.-	Bethylidae	P
122.-	Braconidae	P
123.-	Ceraphronidae	P
124.-	Chalcididae	P
125.-	Colletidae	N
126.-	Cynipidae	H/P
127.-	Diapriidae	P/D
128.-	Encyrtidae	P
129.-	Eucharitidae	P
130.-	Eulophidae	P
131.-	Eupelmidae	P
132.-	Eurytomidae	P/H
133.-	Formicidae <sup>d</sup>	P/D/H
134.-	Ichneumonidae	P
135.-	Mymaridae	P
136.-	Platygasteridae	P
137.-	Pompilidae	P
138.-	Pteromalidae	P
139.-	Scelionidae	P

- 140.- Sphecidae
- 141.- Tenthredinidae

P  
H

**Annexe E.2. Familles d'insectes capturées entre 1999 et 2001 dans le CENTRE des emprises autoroutières du sud du Québec (classées par ORDRES), avec leurs préférences alimentaires (D = détritivore ; P = prédateur/parasite ; H = herbivore ; O = omnivore ; G = granivore ; N = pollenivore/nectarivore). <sup>d</sup> = une des dix familles dominantes**

## **COLLEMBOLLES**

## **Moeurs**

1.-	Entomobryidae <sup>d</sup>	D
2.-	Isotomidae <sup>d</sup>	D
3.-	Poduridae	D
4.-	Sminthuridae	D/H

## **ORTHOPTÈRES**

5.-	Acrididae	H
6.-	Gryllidae	O

## **THYSANOPTÈRES**

7.-	Phloeothripidae	H/P
8.-	Thripidae	H

## **HÉTÉROPTÈRES**

9.-	Alydidae	H
10.-	Berytidae	H
11.-	Lygaeidae <sup>d</sup>	G/P
12.-	Miridae	H/P
13.-	Reduviidae	P

## **HOMOPTÈRES**

14.-	Aphididae <sup>d</sup>	H
15.-	Cercopidae	H
16.-	Cicadellidae <sup>d</sup>	H
17.-	Delphacidae	H
18.-	Membracidae	H

## **COLÉOPTÈRES**

19.-	Carabidae <sup>d</sup>	P
20.-	Chrysomelidae	H
21.-	Curculionidae	H
22.-	Elateridae	D/P



23.-	Lampyridae	P
24.-	Nitidulidae	D/P
25.-	Pselaphidae	D/P
26.-	Silphidae	D
27.-	Staphylinidae <sup>d</sup>	P/D

### TRICHOPTÈRES

28.-	Lepidostomatidae	H
------	------------------	---

### LÉPIDOPTÈRES

29.-	Geometridae	H/N
30.-	Pyalidae	H/N

### DIPTÈRES

31.-	Agromyzidae	H/G
32.-	Anthomyiidae	H/D/P
33.-	Calliphoridae	D
34.-	Cecidomyiidae	H/D
35.-	Dolichopodidae	D
92.-	Drosophilidae	D
36.-	Empididae	P/D/N
37.-	Muscidae	D
38.-	Mycetophilidae	D
39.-	Phoridae <sup>d</sup>	D/P
40.-	Piophilidae	D
41.-	Psychodidae	N/D
42.-	Rhagionidae	D
43.-	Sciaridae	D
44.-	Sphaeroceridae <sup>d</sup>	D
45.-	Stratiomyidae	N/P

### HYMÉNOPTÈRES

46.-	Diapriidae	P/D
47.-	Eulophidae	P
48.-	Formicidae <sup>d</sup>	P/D/H
49.-	Pteromalidae	P
50.-	Tenthredinidae	H

## ANNEXE F

Synthèse des considérations écologiques et économiques des douze familles d'insectes au sol dominantes dans les emprises autoroutières du sud du Québec, de 1999 à 2001.

Considérations écologiques et économiques selon l'ordre décroissant de dominance des familles.

<b>Familles dominantes</b>	<b>Classification de l'état dominant*</b>	<b>Considérations positives*</b>	<b>Considérations négatives*</b>
Formicidae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- prédateurs</li> <li>- détritivores, décomposeurs</li> <li>- nectarivores, pollinisateurs</li> <li>- protection des cultures</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- certaines espèces folivores</li> <li>- élevage de pucerons</li> <li>- dommages mineurs possibles aux cultures</li> </ul>
Entomobryidae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- détritivores, coprophages</li> <li>- prédateurs</li> <li>- source de nourriture importante pour insectivores</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- protection des cultures</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- dommages possibles aux jardins, champignons et plantes de serres</li> </ul>
Staphylinidae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- prédateurs, parasites</li> <li>- pollinisateurs</li> <li>- détritivores, décomposeurs</li> <li>- coprophages, saprophages</li> <li>- protection des cultures</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- dommages esthétiques aux plantes, gazons et jardins</li> <li>- vecteurs potentiels de maladies pour les végétaux</li> </ul>
Isotomidae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- détritivores, coprophages</li> <li>- prédateurs</li> <li>- pollenivores</li> <li>- source de nourriture importante pour insectivores</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- protection des cultures</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- dommages possibles aux jardins, champignons et plantes de serres</li> </ul>
Sphaeroceridae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- détritivores, coprophages</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	- nil**
Cicadellidae	contraignant	<ul style="list-style-type: none"> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> <li>- miellat : source de nourriture pour d'autres insectes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- herbivores (sève)</li> <li>- dommages possibles aux cultures</li> <li>- dommages esthétiques possibles aux plantes</li> <li>- vecteurs potentiels de maladies pour les végétaux</li> </ul>
Carabidae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- prédateurs, parasites</li> <li>- détritivores, saprophages</li> <li>- protection des cultures</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> <li>- bioindicateurs efficaces de l'état des milieux</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- certaines espèces granivores</li> <li>- dommages mineurs possibles aux cultures</li> </ul>

Considérations écologiques et économiques selon l'ordre décroissant de dominance des familles (suite).

<b>Familles dominantes</b>	<b>Classification de l'état dominant*</b>	<b>Considérations positives*</b>	<b>Considérations négatives*</b>
Gryllidae	contraignant	<ul style="list-style-type: none"> <li>- omnivores</li> <li>- prédateurs</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- herbivores, folivores</li> <li>- granivores</li> <li>- dommages possibles aux cultures</li> </ul>
Sciaridae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- détritivores</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- dommages mineurs possibles aux cultures de champignons et de pommes de terre</li> </ul>
Phoridae	positif	<ul style="list-style-type: none"> <li>- détritivores</li> <li>- parasites</li> <li>- protection des cultures</li> <li>- prédateurs de moustiques</li> <li>- nectarivores, pollinisateurs</li> <li>- participent à la formation de l'humus</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- dommages possibles dans les ruches, destruction des couvains</li> </ul>
Aphididae	contraignant	<ul style="list-style-type: none"> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> <li>- miellat : source de nourriture pour d'autres insectes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- herbivores (sève)</li> <li>- dommages possibles aux cultures, aussi esthétiques</li> <li>- vecteurs potentiels de maladies pour les végétaux</li> </ul>
Lygaeidae	contraignant	<ul style="list-style-type: none"> <li>- prédateurs</li> <li>- protection des cultures</li> <li>- source de nourriture pour insectivores</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- granivores</li> <li>- phytophages (sève)</li> <li>- dommages possibles aux cultures</li> </ul>

\* par rapport aux activités anthropiques

\*\* selon la revue de littérature effectuée ; des considérations négatives pourraient être notées après une recherche plus intensive.